



Cinématique de décomposition et rôle de protection pare-pierres du bois mort : le cas des rémanents

Christophe Bigot

► To cite this version:

Christophe Bigot. Cinématique de décomposition et rôle de protection pare-pierres du bois mort : le cas des rémanents. Géographie. Université de Grenoble, 2014. Français. NNT : 2014GRENA009 . tel-01058599

HAL Id: tel-01058599

<https://theses.hal.science/tel-01058599>

Submitted on 27 Aug 2014

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

Spécialité : **GEOGRAPHIE**

Arrêté ministériel : 7 août 2006

Présentée par

Christophe BIGOT

Thèse dirigée par **Jean-Jacques BRUN**
et codirigée par **Laurent ASTRADE**

préparée au sein du **Laboratoire Irstea de Grenoble et Edytem**

dans **l'École Doctorale SISEO : Sciences et Ingénierie des
Systèmes, de l'Environnement et des Organisations**

Cinématique de décomposition et rôle de protection pare-pierres du bois mort: le cas des rémanents

Thèse soutenue publiquement le **1^{er} avril 2014**,
devant le jury composé de :

Monsieur, Pierre, PECH

Professeur à Université Paris 1 Panthéon Sorbonne, Président du jury et
Rapporteur

Monsieur, Marc, HANEWINKEL

Professeur et Chef d'unité à l'Institut fédéral de recherches sur la forêt, la
neige et le paysage WSL (Suisse), Rapporteur

Monsieur, Emanuele, LINGUA

Maître de Conférences à l'Université de Padova (Italie), Examinateur

Monsieur Frédéric, BERGER

Ingénieur de Recherche à Irstea (Grenoble), Co-directeur de thèse

Monsieur, Laurent, ASTRADE

Maître de Conférences à l'Université de Savoie, Co-directeur de thèse

Monsieur, Jean-Jacques, BRUN

Directeur de Recherche à Irstea (Grenoble), Directeur de thèse



Cinématique de décomposition et rôle de protection pare-pierres du bois mort : le cas des rémanents

par Christophe BIGOT

Laboratoire Irstea et Edytem UMR-5204 CNRS

2014

Remerciements

Cette thèse a été réalisée au sein de l'Unité Écosystèmes Montagnards d'Irstea de Grenoble et du laboratoire Edytem de l'Université de Savoie, grâce au soutien financier du projet Interreg espace alpin "Manfred".

Je remercie tout d'abord Frédéric Berger avec qui nous avons bâti ce sujet de thèse. Merci à lui de m'avoir accordé sa confiance, son enthousiasme et son dynamisme dans ce projet et ceux que nous avons réalisés depuis 2006 lorsque je n'étais qu'un jeune stagiaire au sein du Cemagref. Ensuite, je tiens à remercier Jean-Jacques Brun et Laurent Astrade de s'être intéressés à ce projet de recherche et d'avoir accepté de le co-diriger.

Je remercie Marie-Hélène Cruveillé, ancienne Directrice de Irstea de Grenoble et Philippe Cozic ancien Chef de l'unité Ecosystèmes Montagnards pour avoir soutenu ce projet auprès d'Irstea. Je remercie également leur successeur Marie-Pierre Arlot, Directrice d'Irstea et François Véron, Chef d'unité pour m'avoir soutenu durant cette thèse. Je remercie également Jean-Jacques Delannoy et Dominique Gasquet, Directeur et Co-directeur d'Edytem pour leur enthousiasme et de m'avoir accepté au sein de l'Université de Savoie.

Un grand Merci aux collègues de l'équipe « Forêt de protection » avec qui j'ai pu m'épanouir professionnellement dans d'excellentes conditions. Merci à Éric Mermin et Pascal Tardif, tous deux techniciens en Chef à Irstea pour leur aide et leur sympathie au quotidien durant toutes ces années. Merci à Franck Bourrier et Ignacio Olmedo-Manich pour leur aide précieuse sur les aspects mécaniques de cette thèse. Merci à mes deux collègues Géographes : Jérôme Lopez et Christophe Corona pour ces nombreux échanges et soutien au quotidien. Merci également à Jean-Matthieu Monnet, Nicolas Clouet, Sylvain Dupire et David Toe.

Merci à tout le personnel de l'unité Ecosystèmes Montagnards pour leur appui technique, leur bonne humeur et leur sympathie. Un grand Merci à Catherine Lukie pour avoir réalisé tant de bons de commande et de sa sympathie tout au long de ces 6 années. Je remercie également Lauric Cécillon pour s'être intéressé à ma recherche et m'avoir aidé sur la spectroscopie InfraRouge. Merci également à Sébastien De Danieli et Nathan Daumergue pour leur aide sur le terrain et au laboratoire. Merci à Freddy Rey pour sa bonne humeur de tous les jours, ses encouragements et pour ses nombreux conseils.

Merci également au personnel permanent et non permanent des autres unités que j'ai pu côtoyer. Merci aux nombreux thésards, Stagiaires et CDD, en particulier : Joshua Theule,

Nejib Hadda, Franck Lominé, Pauline Leduc, Paolo Caccamo, Romain Gaucher, Xavier Pasquier, Thomas Jolimet, Clémence Massart et Nicolas Talaska. Un grand Merci à Frédéric Liébault pour m’avoir fait découvrir le Diois, mais également pour ses nombreux conseils et son soutien toutes ces années. Merci également à Alain Recking, Dominique Laigle pour leurs critiques et leurs encouragements. Un grand Merci à Emilie Gentilini pour son aide sur la biblio et pour son soutien au quotidien. Merci également à Adeline Heymann, Mylène Bonnefoy, Frédéric Ousset, Xavier Ravana, Stéphane Lambert et Emmanuel Thibert pour leur aide sur le terrain lorsque j’étais à la coordination des expérimentations grandeur nature de chutes de pierres du Cemagref.

Je remercie les partenaires de ce projet. Tout d’abord, je remercie Daniel Eyraud, Jean-Marie Chaussinand et Angelo Vivenzio de l’ONF de Die pour leur enthousiasme et leur aide sur le terrain. Je remercie David Bertrand pour son aide lors de la réalisation des tests d’impact à L’Insa de Lyon. Ensuite, je remercie Luuk Dorren du Bafu pour m’avoir beaucoup appris et permis de réaliser mes premières simulations de chutes de pierres quand il était cemagrefien. Merci à Jean-Jacques Thormann de l’Université de Berne et Roman Suter avec qui nous avons réalisé les relevés de terrain en Suisse. Je remercie également Bernhard Maier du Stand Montafon pour les recherches menées en Autriche. Merci également à Gillian Cerbu pour ces sympathiques échanges lors des réunions du projet Manfred.

Je tiens à remercier les membres du Jury : Pierre Pech, Marc Hanewinkel et Emanuele Lingua qui ont accepté d’évaluer mon travail de thèse.

Enfin, je voudrais remercier mes proches. Merci à ma famille et mes amis pour leur soutien permanent. Merci à Céline qui me soutient au quotidien, m’encourage et me supporte dans les bons et les moins bons moments de la vie.

Résumé

Les forêts de montagne sont des ouvrages de protection naturels, qui en fonction des situations sont en mesure d'offrir une protection efficace vis-à-vis des risques naturels d'origine gravitaire : les chutes de pierres, les avalanches, les glissements de terrains, les laves torrentielles et l'érosion. Les interventions forestières, telles que les grands reboisements issus de la politique de Restauration des Terrains en Montagne (RTM) du XIX^e siècle, ont démontré leur efficacité pour maîtriser l'érosion des versants en lien avec le phénomène de torrentialité. Depuis 2006, les nouveaux Guides des Sylvicultures de Montagne (GSM) français, suisse et italien, préconisent des nouvelles techniques sylvicoles pour la gestion et l'optimisation de la fonction de protection des peuplements forestiers de montagne. Ces préconisations concernent entre autre la réalisation d'ouvrages biologiques par l'utilisation des rémanents. Ces ouvrages ont pour vocation de limiter et le cas échéant de stopper la propagation de blocs rocheux, et de limiter le départ d'avalanches. Ils sont composés de grumes laissées au sol, parfois empilées les unes sur les autres, maintenues dans la pente par leur propres souches, d'autres souches ou des arbres encore sur pieds. Mais, si des directives techniques existent pour réaliser de tels ouvrages, aucune donnée scientifique n'était à ce jour disponible pour quantifier la pérennité de ces ouvrages. Ce travail de thèse s'inscrit dans la volonté de fournir ces connaissances scientifiques en se focalisant sur l'étude de la corrélation entre la durabilité des rémanents et leur dynamique de protection face aux chutes de blocs. L'objectif principal de cette thèse consiste à fournir des connaissances sur la cinématique de décomposition du bois et de proposer des modèles d'efficacité des rémanents en fonction du temps. A partir de mesures *in situ*, en laboratoire et d'une approche basée sur l'analyse de chronoséquences, nous avons étudié la cinématique de décomposition de trois espèces d'arbres présentes dans les Alpes (*Pinus nigra*, *Picea Abies*, *Fagus sylvatica*), et analysé les corrélations entre les variables physiques, chimiques et mécaniques qui ont été utilisées. Des premiers modèles prédictifs de l'évolution de l'efficacité des ouvrages pare-pierres en fonction du temps ont ainsi pu être construits.

Mountain forests are structures of natural protection, which are, depending on the situation, able to offer an effective protection against gravitational natural hazards : rockfalls, avalanches, landslides, debris flows and erosion. Forest interventions, like the reforestation policies of the *Restauration des Terrains en Montagne* (RTM) of the nineteenth century, have demonstrated their efficiency in controlling slope erosion in connection with the torrent phenomenon. Since 2006, the new *Guides des Sylvicultures de Montagne* (GSM), of French, Swiss and Italian origin, advocate new forestry techniques for managing and optimizing the protective function of mountain forest stands. These recommendations include the realization of biological works by the use of slash, among others. These structures are designed to limit and, if necessary, stop the propagation of rockfalls, and limit the trigger of an avalanche. They are composed of tree stems lying on the ground, sometimes stacked on one another, held onto the descent by their own stump, other stumps or standing trees. But, if guidelines exist to produce these structures, no scientific data has been available to quantify their longevity. This PhD thesis aims to provide additional scientific understanding, researching the correlation between the durability of slash and the protection dynamic against rockfall. The main objective of this thesis was to add to the body of knowledge on the kinematics of decaying wood and propose models of efficiency of slash over time. With field measurements, laboratory analysis, and chronosequence methods, we investigated the kinematic decomposition of three species in the Alps (*Pinus nigra*, *Picea Abies*, *Fagus sylvatica*) and analyzed the correlations between the physical, chemical and mechanical variables used. Initial predictive models of the evolution of the efficiency of rockfall structures over time have thus been built.

Table des matières

1	Introduction générale	5
2	Contexte de la recherche	9
2.1	Les chutes de bloc	11
2.1.1	La notion de risque naturel	11
2.1.2	L'aléa rocheux	13
2.2	Les forêts de montagne	16
2.2.1	La forêt	16
2.2.2	Les effets de l'altitude sur les forêts de montagne	23
2.2.3	La fonction de protection des forêts de montagne	24
2.2.4	L'évolution des pratiques sylvicoles	26
2.3	L'interaction chutes de blocs et forêt	35
2.3.1	L'intégration des paramètres forestiers dans la modélisation	35
2.3.2	La modélisation : notion de base	36
2.3.3	L'état de la question aujourd'hui	39
2.4	Les rémanents : caractéristiques et enjeux	41
2.4.1	Les rémanents	41
2.4.2	Le matériau bois	42
2.4.3	La caractérisation du bois	43
2.4.4	Les enjeux d'ordre technique de l'utilisation des rémanents	45
2.5	Conclusion	48
3	État de l'art sur le bois mort et les rémanents	49
3.1	La recherche bibliographique	51
3.1.1	Le bois mort et les rémanents dans la littérature scientifique	51
3.1.2	L'émergence de la dynamique bois mort dans la recherche sur les processus géomorphologiques en Amérique du nord	54
3.1.3	L'émergence de la dynamique bois mort dans l'arc alpin	57

<i>TABLE DES MATIÈRES</i>	2
3.2 La cinématique de décomposition du bois	58
3.2.1 Les facteurs influençant la décomposition	58
3.2.2 Les approches méthodologiques	62
3.2.3 Les modèles	66
3.3 Les hypothèses	69
3.3.1 L'hypothèse 1	69
3.3.2 L'hypothèse 2	70
3.3.3 L'hypothèse 3	71
3.3.4 L'hypothèse 4	72
3.4 Conclusion	73
4 Méthodologie	75
4.1 La démarche expérimentale	77
4.1.1 Quels indicateurs ?	77
4.1.2 La construction du schéma expérimental	79
4.2 Les sites d'étude	80
4.2.1 Les critères de sélection	80
4.2.2 La localisation des sites	81
4.2.3 Le site dédié au pin noir d'Autriche : le Diois	83
4.2.4 Les sites dédiés à l'épicéa : le Montafon	86
4.2.5 Les sites dédiés au hêtre : le Canton de Neuchâtel et de Schwyz	89
4.2.6 Synthèse	91
4.3 Les méthodes de quantifications de la décomposition	92
4.3.1 La description des placettes et des rémanents présents	92
4.3.2 La densité sèche	93
4.3.3 La résistance au forage	95
4.3.4 La résistance à la pénétration	97
4.3.5 Les analyses chimiques	99
4.3.6 Les analyses de la résistance mécanique par les tests d'impact dynamique	102
4.4 Les outils de traitement	106
4.4.1 Les objectifs	106
4.4.2 Les analyses statistiques	106
4.5 Conclusion	107
5 Résultats	109
5.1 Estimation de la décomposition du bois	111
5.1.1 Le pin noir d'Autriche	111

5.1.2	L'épicéa	116
5.1.3	Le hêtre	120
5.1.4	Synthèse	123
5.2	L'estimation de la dégradation du bois	125
5.2.1	Le pin noir d'Autriche	125
5.2.2	L'épicéa	130
5.2.3	Le hêtre	133
5.2.4	Synthèse	137
5.3	Les corrélations entre les indicateurs	139
5.4	Le modèle de résistance mécanique proposé	146
5.4.1	La construction du modèle	146
5.4.2	Les résultats calculés avec le modèle	150
5.4.3	Essai du modèle de perte de résistance mécanique	152
5.5	Conclusion	155
6	Discussion	157
6.1	Les apports et les limites de l'étude	159
6.1.1	Les sites d'études et les rémanents étudiés	159
6.1.2	Les méthodes utilisées	160
6.1.3	La fiabilité des indicateurs	164
6.1.4	Le domaine de validité des résultats	164
6.2	Les perspectives de recherches	167
6.2.1	Pour les chutes de pierres	167
6.2.2	Pour les autres phénomènes gravitaires en montagne	168
6.3	Un exemple de réalisation	172
6.3.1	L'évaluation et le diagnostique de la dynamique des rémanents à l'échelle du versant : l'exemple du Diois	172
6.3.2	Les recommandations sylvicoles	176
7	Conclusion générale	179
	Bibliographie	185
	Table des figures	209
	Liste des tableaux	215

Chapitre 1

Introduction générale

Cette thèse porte sur l'étude de la cinématique de décomposition des rémanents dans les forêts de montagne ayant une fonction de protection vis-à-vis des chutes de blocs. Elle se situe à l'interface entre la géomorphologie et l'écologie (Haussmann, 2011). La géomorphologie est la science qui étudie les dynamiques et les formes du relief terrestre des terres immergées (fonds des mers et lacs) et des terres émergées, c'est à dire subaérien (Derruau, 2001). L'écologie est la science qui étudie les relations des organismes vivants entre eux et avec le milieu qui les environne (Pech *et al.*, 1998).

La liaison faite entre ces deux disciplines est définie comme une sous-discipline relativement récente et reconnue dans la géographie depuis la fin des années 1980 : la biogéomorphologie (Viles, 1988). Elle étudie les multiples interactions entre la géomorphologie et l'écologie (Stallins, 2006). En d'autres termes, la biogéomorphologie est la science qui concerne l'étude des processus géomorphologiques dans la distribution et le développement des plantes, des animaux et des micro-organismes et, de même, la façon dont les plantes, animaux et micro-organismes affectent les processus de surface et le développement des formes terrestres (Naylor *et al.*, 2002; Stallins, 2006; Viles *et al.*, 2008; Marston, 2010; Stine et Butler, 2011).

Les thèmes abordés aujourd'hui dans la biogéomorphologie portent sur les reliefs coralliens, le rôle de la végétation et des animaux fouisseurs dans les processus d'érosion (Stine et Butler, 2011). Un des objectifs du croisement entre la géomorphologie et l'écologie est de fournir des informations à grande échelle (région, massif) et sur le long terme (siècle). Nous pouvons citer les recherches faites sur le relargage de carbone dans l'atmosphère (Viles *et al.*, 2008). De ces travaux, il en ressort des modèles conceptuels qui permettent de décrire et d'appréhender l'évolution des processus géomorphologiques et écologiques dans l'espace et le temps (Viles *et al.*, 2008).

Sur les versants montagnards, les peuplements forestiers sont soumis aux aléas naturels d'origine gravitaire : les chutes de blocs, les avalanches, les glissements de terrains, les laves torrentielles et l'érosion (Brang *et al.*, 2006). De nombreuses forêts sont en mesure d'offrir une fonction de protection importante des personnes et des biens contre ces aléas naturels (Schönenberger *et al.*, 2005). Dans les montagnes de l'Arc alpin, il est estimé que 30 % des forêts ont ainsi un rôle de protection (Brang, 2001).

A ce jour, de nombreuses recherches ont démontré l'efficacité des arbres vivants pour lutter contre ces phénomènes naturels (Rice, 1977; Ziemer, 1981b; Couvreur, 1982; Jahn, 1988; Ennos, 1990; Abe et Ziemer, 1991; Gsteiger, 1993; Cattiau *et al.*, 1995; Crook et Ennos, 1998; Preston et Crozier, 1999; Kräuchi *et al.*, 2000; Roering *et al.*, 2003; Dorren, 2003; Berger et Rey, 2004; Le Hir, 2005; Quétel, 2005; Schönenberger *et al.*, 2005; Stokes *et al.*, 2005; Brang *et al.*, 2006; Soethe *et al.*, 2006; Stoffel *et al.*, 2006; Jonsson, 2007; Bebi *et al.*, 2009; Lundström *et al.*, 2009; Rickli et Graf, 2009; Teich et Bebi, 2009; Schwarz *et al.*, 2010; Jancke, 2012).

Cependant, peu de travaux ont étudié la dynamique de la protection offerte par le bois mort et les rémanents. Le bois mort est souvent défini comme la conséquence des perturbations naturelles telles que les tempêtes de vent, la foudre, les avalanches, etc. Tandis que les rémanents sont le résultat de l'exploitation des forêts par l'homme (la sylviculture) et sont donc constitués de souches et autres bois au sol (grumes, branches, brindilles). Il n'existe seulement que quelques travaux sur la prise en compte des chablis (arbres renversés par le vent) et leur action de protection vis à vis des avalanches et des chutes de blocs (Frey et Thee, 2002; Kupferschmid Albisetti *et al.*, 2003; Schönenberger *et al.*, 2005; Ammann, 2006; Putallaz, 2010).

Ce travail de thèse a été réalisé pour combler ces lacunes, et, en particulier, nous nous sommes intéressés aux rémanents (souches et grumes au sol) et à leur implication dans un processus biogéomorphologique : les chutes de blocs (figure 1).

Depuis les années 1980 en Autriche et en Suisse, les rémanents sont laissés volontairement au sol afin de limiter et de stopper la propagation de blocs rocheux ainsi que le déclenchement d'avalanches. Ils sont composés de grumes, parfois empilées les unes sur les autres, et maintenues dans la pente par leur propre souche coupée le plus haut possible, d'autres souches ou d'arbres encore sur pieds. Les rémanents augmentent la rugosité du sol et peuvent former ainsi de véritables barrières naturelles de type génie civil (Dorren *et al.*, 2004a). Ces techniques sont préconisées en France depuis l'édition des Guides des Sylvicultures des Montagnes (GSM) Alpes du nord (Gauquelin *et al.*, 2006) et Alpes du sud (Ladier *et al.*, 2011).

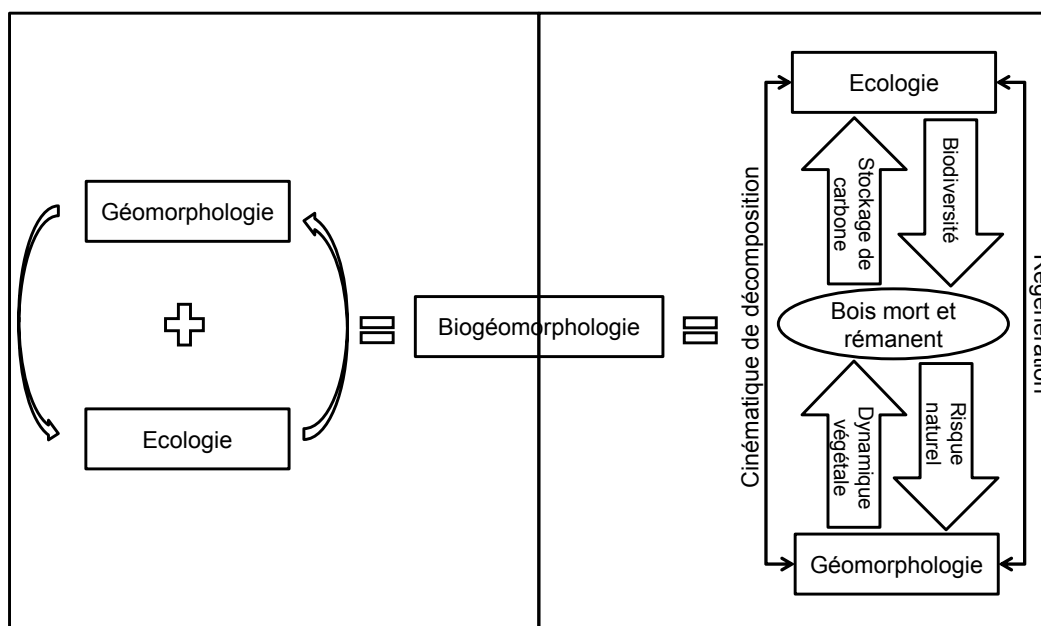


Figure 1 – Diagramme conceptuel illustrant l'implication du bois mort et des rémanents dans les processus Biogéomorphologiques

Cependant, la protection offerte par les rémanents n'a fait, à ce jour, l'objet que d'études purement qualitatives. Les gestionnaires ne disposent pas d'information fiable pour évaluer la durabilité des rémanents. Pour combler cette lacune, l'objectif principal de cette thèse a été de fournir des connaissances sur la cinématique de décomposition et de proposer des modèles d'efficacité des rémanents en fonction du temps.

Cette thèse s'articule autour des points suivants : (i) étudier la cinématique de décomposition de trois espèces d'arbres présentes dans les Alpes (épicéa, pin noir d'Autriche, et hêtre), (ii) étudier les corrélations qui existe en fonction du temps des différentes variables physiques, chimiques et mécaniques du bois acquises à partir de relevés de terrain non destructifs et d'analyses en laboratoire, (iii) construire des modèles prédictifs de décomposition. Au final, les travaux de cette thèse permettront d'évaluer la capacité de protection offerte par les rémanents au cours du temps et d'améliorer les modèles de trajectographie en intégrant leur paramètres dendrométriques.

Cette thèse a été financée par le projet Européen Interreg "Manfred - Stratégies de gestion pour adapter les forêts de l'espace Alpin aux risques du changement climatique".

Chapitre 2

Contexte de la recherche

Dans ce chapitre, nous donnons les principales définitions et concepts associés aux chutes de pierres et aux forêts (de montagne). Nous présentons également la forêt dans sa fonction de protection et son évolution aux cours des siècles derniers dans les territoires de montagne en France. Ensuite, nous dressons un état des lieux des recherches menées sur l'interaction chutes de pierres - forêt. Enfin, nous présentons l'intérêt et les enjeux de ce travail de thèse.

Sommaire

2.1	Les chutes de bloc	11
2.1.1	La notion de risque naturel	11
2.1.2	L'aléa rocheux	13
2.2	Les forêts de montagne	16
2.2.1	La forêt	16
2.2.2	Les effets de l'altitude sur les forêts de montagne	23
2.2.3	La fonction de protection des forêts de montagne	24
2.2.4	L'évolution des pratiques sylvicoles	26
2.3	L'interaction chutes de blocs et forêt	35
2.3.1	L'intégration des paramètres forestiers dans la modélisation	35
2.3.2	La modélisation : notion de base	36
2.3.3	L'état de la question aujourd'hui	39
2.4	Les rémanents : caractéristiques et enjeux	41
2.4.1	Les rémanents	41
2.4.2	Le matériau bois	42
2.4.3	La caractérisation du bois	43
2.4.4	Les enjeux d'ordre technique de l'utilisation des rémanents	45
2.5	Conclusion	48

2.1 Les chutes de bloc

Cette partie introduit la notion de risque naturel. Les chutes de blocs étudiées dans cette thèse font partie des aléas rocheux. Nous les définissons et nous présentons leur principaux mécanismes sur les versants de montagne.

2.1.1 La notion de risque naturel

D’après le dictionnaire de l’environnement (1991), « le risque » est la possibilité de survenance d’un évènement susceptible de porter atteinte à l’équilibre naturel. Le risque résulte de la conjonction d’un « aléa » et des « enjeux » en présence.

L’aléa est la probabilité que survienne un « danger naturel » ou un « risque naturel ». Les enjeux sont l’ensemble des personnes, des biens et des équipements susceptibles de subir les conséquences d’un phénomène naturel (Gauquelin *et al.*, 2006).

Le risque est donc la combinaison d’enjeux menacés par un aléa :

$$Risque = aléa * enjeux$$

Parmi les aléas portant atteintes aux personnes et aux biens en zone de montagne (route, habitation, etc.), il existe les phénomènes rocheux, les avalanches, l’érosion, les glissements de terrain, les laves torrentielles et les inondations (Brang, 2001). Ces phénomènes provoquent de nombreux dégâts chaque année et parfois malheureusement des victimes (Bigot *et al.*, 2009).

La dynamique des aléas naturels correspond à trois phases distinctes : une phase de mobilisation des matériaux, une phase de mouvement et une phase d’arrêt. La localisation cartographique sur les versants de montagne de cette dynamique est répartie sur trois zones (Besson, 2005) : une zone de départ du phénomène, une zone de transit et une zone d’arrêt ou de dépôt (figure 2).

Dans cette thèse nous nous intéressons principalement à l’influence des rémanents sur la propagation et l’arrêt des blocs rocheux dans la zone de transit et de dépôt.

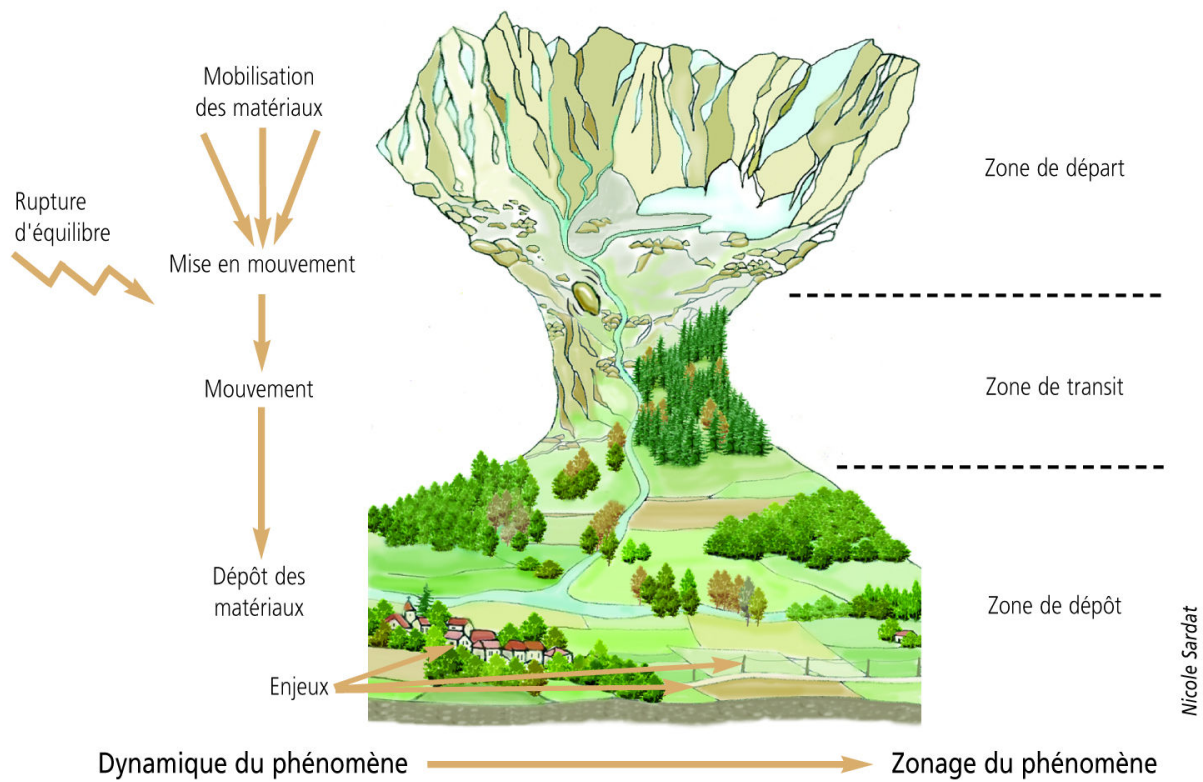


Figure 2 – Représentation schématique de la dynamique des aléas naturels en montagne (d'après Gauquelin *et al.* (2006))

2.1.2 L'aléa rocheux

L'aléa rocheux est un terme générique qui regroupe plusieurs types de phénomènes qui se distinguent des autres mouvements de masse en fonction de leurs granulométries et de leurs mécanismes (Berger *et al.*, 2003).

Typologie

Les chutes de pierres et de blocs sont constituées d'éléments isolés qui ne sont pas en interaction entre eux. A l'inverse, les éboulements et les écroulements sont des masses rocheuses dont les éléments qui les composent sont en interaction (tableau 1).

Type	Volume total	Mécanismes
Chute de pierres	$<1 \text{ dm}^3$	Éléments isolés
Chute de blocs	$1 < V < 100 \text{ m}^3$	Éléments isolés
Éboulement en masse	$100 < V < 10^5 \text{ m}^3$	Éléments en interaction
Écroulement ou déplacement en masse	$>10^7 \text{ m}^3$	Éléments en forte interaction

Tableau 1 – Typologie des aléas rocheux (Rochet, 1987; Mourer, 1999)

Par définition, les chutes de pierres et les chutes de blocs sont des mouvements rapides, brutaux (figure 3) résultant de l'action de la pesanteur et affectant des matériaux rigides, durs et fracturés (Besson, 2005). Les blocs mobilisés sont de formes variables (ellipsoïde, rectangulaire, sphérique, ou dalle) et de différentes géologies (calcaire, granite, gypse, etc.) (Berger et Dorren, 2007). Les chutes de pierres et de blocs sont dues à un fragment de roche qui se détache lors d'une rupture d'équilibre soit par glissement, basculement ou chute libre le long d'une paroi rocheuse, et se propage le long de la pente par rebond, vol et roulement jusqu'au retour à l'arrêt (Varnes, 1978; Guzzetti *et al.*, 1999; Erismann et Abele, 2001).



Figure 3 – Photos de chutes de blocs survenues en France durant le déroulement de cette thèse (source <https://www.google.fr/>) : (a) commune de Asson (64) en 2010, (b) commune de la Buisse (38) en 2011, (c) route départementale 1075 (38) en 2012, (d) gorge de l'Arly (73) en 2012

Les mécanismes

Les mécanismes évoluent en fonction de leur répartition géographique au sein d'un versant (Dorren, 2003) :

- dans la zone de départ, le déclenchement des chutes de blocs peut être provoqué par les précipitations (neige et pluie) et les variations de températures. Tout d'abord, l'accumulation de neige en hiver sur les parois rocheuses peut faire pression sur la roche (surplomb) et la faire chuter. De même, la fonte des neiges amorcée en avril ou l'abondance des précipitations à partir de fin août, contribuent fortement à l'infiltration de l'eau dans la roche et à la faire éclater par la transformation de l'eau en glace et vice versa (Wieczorek *et al.*, 1995; Wieczorek et Harp, 2000). Ce processus généré par les variations de températures (alternance gel/dégel) est appelé gélifraction. Il est le facteur déclencheur majeur des chutes de blocs (Grove, 1972; Thorn, 1979; Gardner, 1983; Porter et Orombelli, 1980; Coutard et Francou, 1989; McCarroll *et al.*, 1998; Matsuoka et Sakai, 1999). La mise en mouvement des matériaux peut être aussi provoquée par d'autres aléas naturels comme les fortes rafales de vent, l'érosion des versants, l'action du feu et l'activité sismique (Bull *et al.*, 1994; Vidrih *et al.*, 2001) ;
- dans la zone de transit et de dépôt, la propagation des chutes de blocs est fonction de la nature du terrain (substrat, obstacle, etc.) et de la pente (Kirkby et Statham, 1975; Statham et Francis, 1986; Pfeiffer et Bowen, 1989; Evans et Hungr, 1993). L'angle de frottement, correspondant à l'angle formé naturellement par l'accumulation de matériaux par rapport à l'horizontale, est lié à la rugosité de la surface (Chang, 1998). Ainsi, la topographie du versant (éboulis, talus, ressaut, etc.) et la présence ou non de végétation influent sur la propagation des blocs rocheux (Jahn, 1988; Dorren *et al.*, 2005). Le nombre d'arbres présents (sur pieds et couchés) et leur répartition spatiale déterminent le niveau de protection offert par la forêt contre les chutes de blocs (Schönenberger *et al.*, 2005; Volkwein *et al.*, 2011). En percutant les arbres, les blocs sont freinés, voir stoppés. L'énergie dissipée par les arbres dépend de l'essence : épicéa, hêtre, etc. (Berger et Dorren, 2007), de leur diamètre, de l'angle d'impact, et la position d'impact : frontale, latéral ou frôlé (Dorren *et al.*, 2006; Jonsson, 2007).

Tous les aléas rocheux n'ont pas les mêmes conséquences sur les sociétés. Nous nous intéressons ici qu'à ceux susceptibles d'être arrêtés par la forêt. Ainsi, le terme « rockfall » est la traduction anglaise pour désigner ces deux phénomènes.

2.2 Les forêts de montagne

Dans cette partie, nous allons définir la forêt dans son ensemble (composition, structure et dynamique), pour ensuite présenter les forêts de montagne selon deux caractéristiques qui leur sont propres : l'altitude et leur fonction de protection.

2.2.1 La forêt

Définition

Il existe une multitude de définitions sur la forêt. Une forêt est une étendue de terrain boisée, constituée d'un ou plusieurs peuplements d'arbres et d'espèces associées (Petit Larousse).

En écologie, elle est définie comme un écosystème riche et complexe, offrant de nombreux habitats à de nombreuses espèces et populations animales, végétales, fongiques et microbiennes entretenant entre elles, pour la plupart, une relation d'interdépendance (Lacoste et Salanon, 2001).

En biogéographie, la forêt est définie en fonction de la latitude (Dubois, 1999; Demangeot, 1996). On peut citer ainsi quatre principaux types :

- la forêt boréale ou taïga (forêt de conifères, au nord du 60^e parallèle) ;
- les forêts tempérées situées dans les zones au climat tempéré ;
- la forêt méditerranéenne ;
- les forêts tropicales.

Au sein de cette typologie, les scientifiques discrétisent encore ces forêts en sous catégories définies en fonction des paramètres climatiques, du sol, etc. Ainsi, nous avons des forêts tempérées sempervirentes, caducifoliées, etc.

Il existe deux types de forêts : la forêt primaire ou naturelle et la forêt secondaire (Demangeot, 1996; Dubois, 1999).

La forêt primaire est considérée comme « vierge », c'est-à-dire n'ayant pas subi de modifications ou interventions humaines notables. Ces forêts primaires représentent moins de 10% de la couverture forestière mondiale. Leur régression permanente est due à la surexploitation de la forêt, au commerce du bois, au défrichage pour créer davantage de cultures agricoles.

Les forêts secondaires sont entièrement influencées et façonnées par la main de l'Homme. C'est une forêt qui se renouvelle soit de manière spontanée par régénération naturelle (re-

jets ou drageons à partir d'une souche après une coupe) ou artificielle (semences à partir de graines) (figure 4). C'est le domaine de la sylviculture. La sylviculture représente un ensemble de techniques visant à créer, renouveler, améliorer un peuplement forestier en anticipant, accompagnant ou orientant la croissance naturelle des arbres vers une production de biens (bois d'œuvre, bois d'industrie, bois de chauffage) ou de services (qualité paysagère, protection des sols, stockage du carbone, activités d'accueil et de de loisir) sans compromettre l'avenir de l'écosystème forestier ([http ://fr.wikipedia.org/](http://fr.wikipedia.org/)).



Figure 4 – Régénération naturelle sur une souche d'épicéa *P. Abies* (Cliché Berger, 2008)

La composition

Une forêt est composée d'une multitude d'espèces végétales et animales. Parmi les espèces végétales, nous ne traiterons que les arbres. Ce sont des plantes ligneuses pouvant atteindre des hauteurs supérieures à 40 m (Lacoste et Salanon, 2001).

L'arbre est constitué d'un houppier, d'un ou de plusieurs tronc et de racines. Les peuplements forestiers constitués d'arbres à un tronc se développent en futaie. Ils sont issus de graines ou de plants. Tandis que les peuplements forestiers dont la reproduction végétative se régénère en taillis, sont constitués de plusieurs troncs et sont issus de rejets (Gauquelin *et al.*, 2006).

Les arbres se distinguent également en fonction de leur essence. Il existe deux grandes catégories : les feuillus (angiosperme) produisant des feuilles (hêtre, chêne, etc.) et les conifères ou résineux (gymnospermes) produisant des aiguilles (sapin , épicéa, etc.) (Riou-Niver, 1996).

Une forêt regroupe des arbres vivants et des arbres morts appelés également bois mort. Les arbres morts se distinguent en deux grandes catégories : ceux issus de mort naturelle, sans l'intervention de l'Homme, et ceux issus des coupes forestières que l'on appelle «rémanents» (Maser et Trappe, 1984; Vallauri *et al.*, 2002).

Nous distinguons ici cinq catégories :

- les arbres morts sur pied : arbres ne présentant aucun signe de vie au-dessus de 1,30 m, et toujours sur pied, cassés ou non au niveau de sa tige ou de son houppier ;
- les chablis : arbres déracinés sous l'action de différents agents naturels (vent, foudre, neige, parasite, etc.) ;
- les volis : arbres cassés sur pied et détachés de sa souche sous l'action également d'agents naturels ;
- le bois mort au sol : pièce de bois (branche ou tronc) détachée de sa souche naturellement ou artificiellement, en contact ou non avec le sol. Pour les troncs couchés au sol issus des coupes forestières, nous emploierons le terme de grume ;
- les souches : partie d'un arbre coupée ou cassée au dessus du niveau du sol et encore fixée par ses racines.

la structure

Les écosystèmes forestiers sont représentés par trois niveaux d'organisation spatiale (ProviAlp, 2008) :

- l'arbre est représenté par l'individu arbre. Ce système est représentatif des relations entre l'individu arbre et le milieu naturel ;
- le peuplement forestier. On y distingue deux grand types : le peuplement élémentaire et la forêt. Le peuplement élémentaire représente un ensemble d'arbres ayant une uniformité quant à sa composition, sa structure, son âge et sa répartition dans l'espace (Gsteiger, 1993). Ce système est représentatif des relations des arbres entre eux et avec le milieu. L'organisation spatiale (horizontale et verticale) de ce système est appelée structure. Nous pouvons ainsi distinguer quatre principaux types de peuplement : la futaie régulière, la futaie irrégulière ou jardinée, le taillis et le taillis sous futaie.

La forêt est composée de l'ensemble des peuplements élémentaires perceptibles à l'échelle d'un versant. Ce système est représentatif des relations des peuplements élémentaires entre eux et avec le milieu. Il permet de réaliser des analyses multicritères (forêt, aléas naturels, etc.) et par conséquent d'apprécier la stabilité de la forêt par rapport à ses fonctions (Renaud *et al.*, 1994) ;

- le massif forestier est le dernier niveau d'organisation qui regroupe l'ensemble des forêts

sur un territoire administratif et/ou géographique homogène. Cette échelle correspond aussi à la mise en œuvre des politiques d'aménagement des territoires.

La dynamique naturelle

La dynamique naturelle des forêts s'explique par la sylvagénèse définie comme le cycle de développement et de renouvellement de la forêt (figure 5).

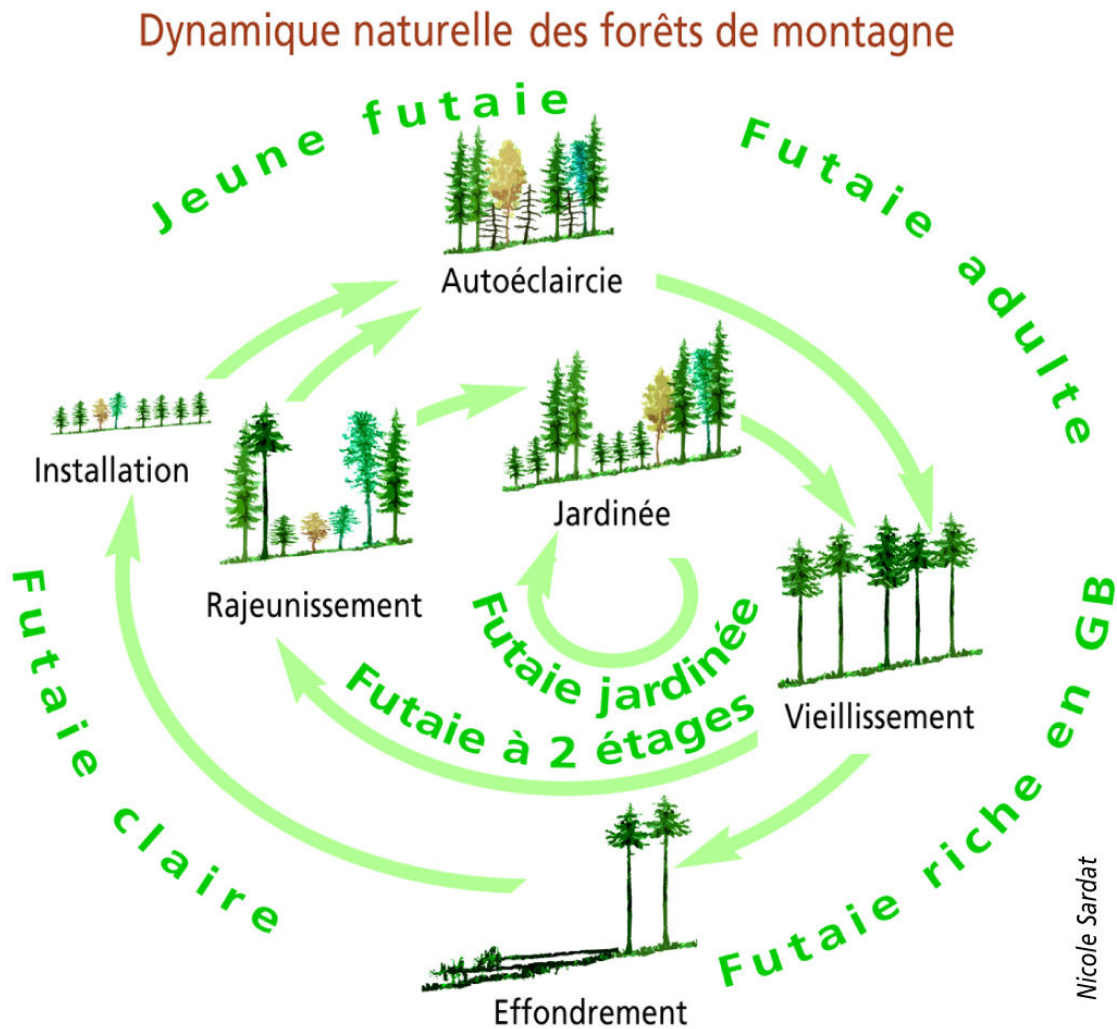


Figure 5 – La sylvagénèse dans les peuplement forestiers de montagne (d'après Gauquelin *et al.* (2006))

Six stades représentent la sylvagénèse (Gauquelin *et al.*, 2006; ProviAlp, 2008; Ladier *et al.*, 2011) :

- le stade d'installation est la colonisation du sol par les semis issus de germination ou de plantation (individu de hauteur inférieure à 50 cm) d'une grande perturbation (vent, avalanche) ou après un abandon de pâturage ;
- le stade d'auto-éclaircie correspond à une forte mortalité par compétition qui débute après fermeture du couvert ;
- le stade de vieillissement où le peuplement continue à mûrir ;
- le stade d'effondrement ou de mortalité est la destruction d'un certain nombre d'arbres soumis à des perturbations importantes (vent, insecte) ;
- le stade de rajeunissement permet au peuplement de se renouveler par l'accroissement du sous étage ;
- le stade jardinée permet au peuplement d'évoluer vers une structure étagée sous forme de mosaïque d'arbres mûrs et de régénération.

La répartition

En terme de répartition au niveau national, les forêts relèvent du domaine public (domaniale) appartenant à l'État, des collectivités (commune) et du domaine privé appartenant à un propriétaire privé.

En 2011, selon l'IFN (Inventaire Forestier Nationale), la surface de l'ensemble des forêts atteint actuellement 16,3 millions d'hectares (IFN, 2011). La forêt privée est majoritaire en France. Elle représente les trois quarts de la surface forestière métropolitaine, soit 12 millions d'hectares. La forêt publique représente un quart de la surface forestière. Leur part est croissante avec l'altitude : 22 % en dessous de 600 m, 27 % de 600 à 1 200 m d'altitude, 54 % à plus de 1200 m. Les forêts domaniales rassemblent 38 % des forêts publiques, le reste étant occupé par les autres forêts publiques, composées de forêts communales pour l'essentiel. La part des forêts domaniales est décroissante avec l'altitude : 41 % en dessous de 600 m, 35 % de 600 à 1 200 m d'altitude, 31 % à plus de 1200 m.

Les forêts de montagne sont définies au niveau supra-forestier dans le tableau ci-dessous (tableau 2).

Altitude (m)	Étages	Végétation forestière
1300/1500 à 1800/2000	Subalpin inférieur et moyen	Forêt de conifères (pin à crochets, pin cembro, mélèze, épicéa)
800/1000 à 1300/1500	Montagnard	forêt mixte conifères et feuillus (hêtraie sapinière, pinède, pessière et mélezin)
500 à 800/1000	Collinéen	Forêt de feuillus (hêtraie, chênaie)

Tableau 2 – Étagement des forêts de montagne (d'après Dubois (1999))

Le contact de la forêt entre deux limites fondamentales (amont et aval) est marqué par une zone de transition appelée « zone de combat de l'arbre ».

Vers l'aval et à partir de 500 m, la limite supérieure de la forêt dépend souvent davantage de facteurs anthropiques que des contraintes du milieu naturel.

Vers l'amont, la limite de l'arbre dépend surtout des contraintes climatiques et des phénomènes naturels liés à la haute montagne (avalanches, éboulements).

L'IFN (2011) définit les forêts de montagne qui se situent à une altitude supérieure à 600 m (figure 6). Elles sont réparties sur 4,4 millions d'hectares au delà de 600 m et un million d'hectares à plus de 1 200 m, ce qui représente 28 % de la surface forestière française. La présence de feuillus est répartie à 54 % pour la classe d'altitude comprise entre 600 et 1200 m et à 31 % au-delà de 1200 m. De 600 à 1200 m, le pin sylvestre est le conifère qui présente la plus grande superficie sans atteindre celle du hêtre (0,5 Mha). Au-delà de 1200 m, le pin sylvestre et l'épicéa commun sont les conifères les plus présents et le hêtre est quasiment la seule essence feuillue encore présente en essence principale.

Concernant les arbres morts sur pied et les chablis, 80 % se situent dans les forêts privées. Ils représentent 119 millions de mètres cubes, soit près de 5% du volume des arbres vivants (Paillet, 2012). 73 % du volume de bois mort au sol se situent dans les forêts privées, 10 % se situent dans les forêts domaniales et 17 % se situent dans les autres forêts publiques.

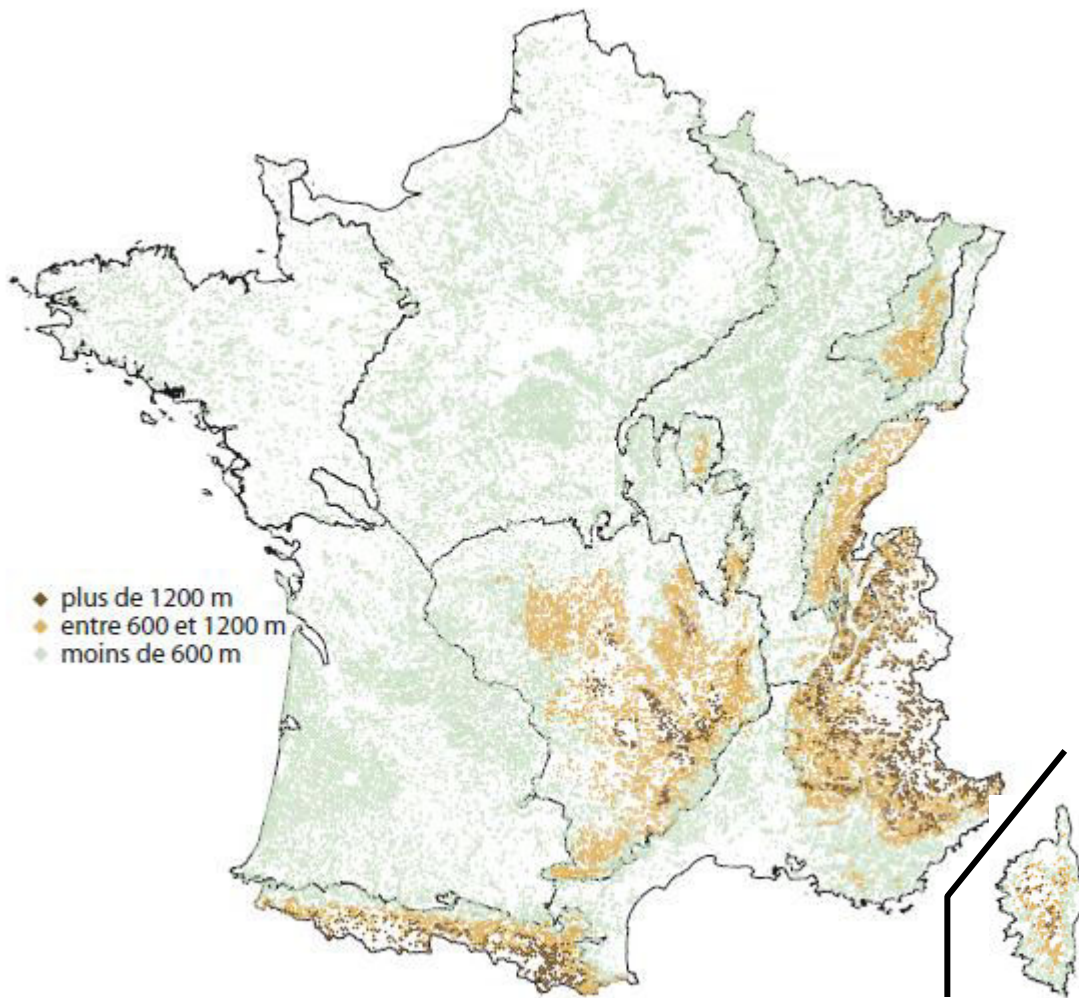


Figure 6 – Les forêts de montagne en France par classe d'altitude (d'après IFN (2011))

Une forêt est donc définie en fonction de sa composition, sa structure et sa répartition. Dans cette thèse, nous avons travaillé à l'échelle de l'arbre dans des forêts secondaires des milieux tempérés. A présent, nous allons présenter les forêts de montagne et leurs dynamiques de protection.

2.2.2 Les effets de l'altitude sur les forêts de montagne

La forêt contribue à donner leur caractère exceptionnel aux territoires montagnards où les conditions de milieu sont très diversifiées (altitude, exposition, substrat, etc.) et les écosystèmes riches et variés (Gauquelin *et al.*, 2006).

Selon l'altitude, les facteurs climatiques tels que l'ensoleillement, la température, les précipitations, le vent, et les facteurs topographiques tels que les sols et l'importance des processus géomorphologiques, influent sur la répartition des communautés végétales (Dubois, 1999).

Les rayonnements solaires sont plus intenses en montagne qu'en plaine. Ainsi plus on s'élève en altitude et plus l'ensoleillement est fort. Il en est de même pour l'exposition. La durée d'ensoleillement est plus intense sur un versant coté adret (généralement situé au sud dans l'hémisphère nord) que coté ubac (situé au nord). Naturellement, ce contraste adret-ubac est fonction de la pente des versants par rapport à l'inclinaison de rayons solaires : donc en fonction de la latitude.

Ensuite, la température décroît selon un gradient altitudinal qui diminue en moyenne de 0,55 °C pour 100 m d'élévation, c'est le gradient thermique (Demangeot, 1996; Lacoste et Salanon, 2001). C'est le facteur le plus important qui détermine la répartition des espèces végétales en montagne (Lacoste et Salanon, 2001; Gauquelin *et al.*, 2006). L'altitude a des effets sur l'augmentation et la nature des précipitations (Demangeot, 1996). Lorsque la température est ≤ 0 , toutes les précipitations tombent sous forme de neige (Demangeot, 1996). La neige joue ici un rôle de réservoir d'eau et de protection contre le froid chez les herbacées vivaces. De part son poids, elle entraîne également des dégradations chez les arbres (Lacoste et Salanon, 2001). Enfin, le vent peut être violent avec l'altitude. Il limite souvent le développement des arbres sur les crêtes et sur les versants exposés.

L'influence de la topographie, telle que l'exposition, interfère avec les variables climatiques présentées précédemment. De plus, la pente et surtout les facteurs édaphiques (liés aux caractères physico-chimique du sol) détermineront la répartition des espèces végétales. Concernant la pente, l'inclinaison des versants facilite et accélère tous les phénomènes naturels, animés par la gravité. Ainsi, les avalanches, les chutes de pierres, les coulées de boue et l'érosion limiteront l'installation des forêts (Demangeot, 1996). De même, le froid ralentit les échanges minéraux avec les sols minces, jeunes et pauvres en altitude (Demangeot, 1996; Lacoste et Salanon, 2001) et surtout limite l'activité des micro organismes décomposeurs du bois qui sont favorables à la régénération (Chen *et al.*, 2000; Yatskov *et al.*, 2003).

2.2.3 La fonction de protection des forêts de montagne

La forêt de montagne est par définition multi-fonctionnelle. Elle offre quatre objectifs principaux : économique, social, écologique et de protection (Chauvin, 1998).

La forêt est une source de matière première disponible pour l'industrie (pâte à papier, panneau, emballage) et la construction (charpente). Elle est également source d'énergie sous la forme de combustible (bois de chauffage).

Ses fonctions sociales concernent les activités de loisirs et de tourisme (chasse, cueillette et sport). La forêt représente également un patrimoine de part ces valeurs culturelles et spirituelles (contes et légendes).

Dans ses fonctions écologiques, la forêt est source de biodiversité et d'habitats. Elle est à l'interface entre l'atmosphère, le sol et les cycles biogéochimiques des éléments essentiels

4. L'origine et la composition du sol 127

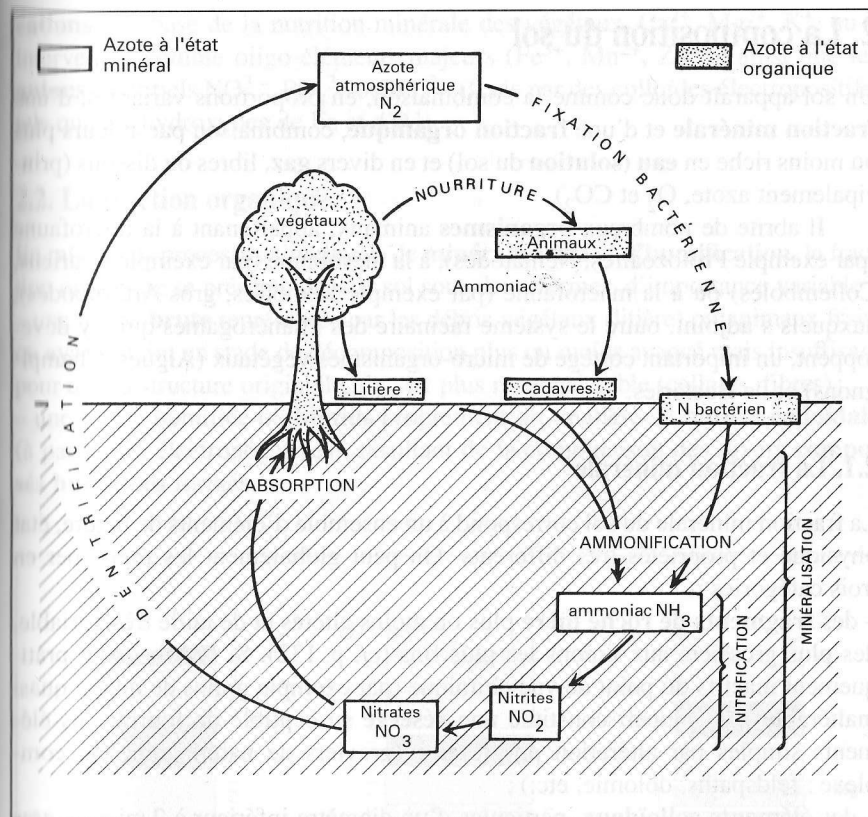


Fig. 43 Le cycle de l'azote (d'après Lacoste et Salanon (2001))

1.3. Le complexe organo-minéral

La combinaison des deux processus fondamentaux – transformation de la roche mère, apport et décomposition de la matière organique – conduit, dans un sol en formation, au **mélange** progressif des deux fractions résultantes, auquel contribue les animaux fousseurs (rôle des Lombrics en particulier). Le com-

La forêt de montagne offre une protection contre les risques naturels. En montagne, la forêt a de nombreux rôles fonctionnels au sein des processus géomorphologiques des versants tels que les laves torrentielles, les avalanches, les chutes de pierres, les glissements superficiels ou encore l'érosion (Brang *et al.*, 2006). En France, parmi les forêts de montagne soumises au régime forestier de l'État, 65 % de la superficie est menacée par le phénomène d'érosion et de torrent, 14 % par les avalanches, 10,5 % par les chutes de blocs et 10,5 % par les glissement de terrain (Sonnier, 1991). Dans les Alpes Bavaoise du Sud-Est de l'Allemagne, 63% des forêts ont un rôle de protection contre l'érosion des sols et les coulées de débris, 42 % contre les avalanches, et 64 % contre les inondations (Plochmann, 1985).

L'action positive des forêts intervient selon deux niveaux de protection :

- une protection active en amont dans la zone de départ. La forêt maintient les sols de l'érosion et limite ainsi les écoulements et les crues en aval (Hamilton, 1992). Elle maintient également le sol des glissements de terrain superficiels (Rickli *et al.*, 2001), le manteau neigeux (Frey et Thee, 2002; Brang *et al.*, 2006), et limite le déclenchement des chutes de blocs le long des parois rocheuses (Volkwein *et al.*, 2011) ;
- une protection passive dans la zone de propagation et d'arrêt (Rey *et al.*, 2003; Brang *et al.*, 2006; Dorren *et al.*, 2007). La forêt permet de canaliser les coulées de débris et de limiter la zone de propagation des chutes de blocs et des avalanches. La présence d'arbres sur un versant augmente la rugosité au sol et la probabilité de rencontre avec un bloc rocheux (Schönenberger *et al.*, 2005). Le cas échéant, le bloc est freiné, voire arrêté (Dorren *et al.*, 2005).

Cependant, dans certains cas, la forêt peut avoir des effets négatifs sur la stabilité des versants de montagne (Brang, 2001). Les perturbations naturelles ou anthropiques peuvent déstabiliser les peuplements forestiers (Frey et Thee, 2002; Kupferschmid Albisetti *et al.*, 2003; Schönenberger *et al.*, 2005). Le vent peut déraciner des arbres et ainsi favoriser la mise en mouvement de blocs rocheux dans la pente (Schönenberger, 2001). De même, les arbres tombés au sol peuvent servir de tremplin, augmenter la hauteur de passage et la distance d'arrêt des chutes de pierres (Dorren *et al.*, 2005). Brang *et al.* (2006) ont estimé que les blocs rocheux stabilisés par des arbres au sols issus de perturbations naturelles, pouvaient se remettre en mouvement 10 ans après, à cause de la dégradation du bois.

Enfin, l'action de l'Homme peut avoir des effets néfastes sur la stabilité des versants. L'exploitation des forêts de manière non raisonnée et sans sylviculture adaptée peut augmenter les risques naturels. Une coupe rase sur la totalité d'une parcelle peut supprimer

dans un premier temps les obstacles potentiels à la propagation de blocs rocheux, et, dans un deuxième temps, peut favoriser la réactivation des glissements de terrain superficiels après la décomposition du système racinaire (Rice, 1977; Sidle, 1992; Schönenberger, 2001; Roering *et al.*, 2003; Reinhold *et al.*, 2009; Rickli et Graf, 2009).

Afin de garantir la pérennité de protection offerte par les peuplements forestiers de montagne, il est nécessaire de les localiser, de les hiérarchiser et de les gérer efficacement. Des préconisations d'interventions visent à la fois au maintien et à la stabilité des peuplements forestiers et à l'accroissement de leur capacité de protection. Elles dépendent de la nature des risques (aléas et enjeux) et de l'urgence d'intervenir, des essences présentes, et de l'organisation spatiale des arbres (Hurand et Berger, 2002).

Le paragraphe suivant dresse un bilan historique synthétique de l'évolution du cadre législatif des pratiques sylvicoles dans les Alpes françaises depuis la fin du XIX^e siècle.

2.2.4 L'évolution des pratiques sylvicoles en montagne face aux processus gravitaires : le cas de la France

Avant 1860

Autonomie de gestion. Jusqu'au XVIII^e siècle, les communautés montagnardes bénéficiaient d'une grande autonomie de gestion, liée à leur isolement et au peu de valeur qu'offraient les forêts et les pâturages (Fourchy, 1966). Les actions de préservation ont presque essentiellement concerné les forêts de plaine. En montagne, et notamment en Savoie, seules des affectations spéciales des forêts étaient impliquées. Toutes les exploitations de bois pouvant occasionner des éboulements et des « ruines » étaient interdites, notamment pour les arbres situés en amont des vignobles. Dans les versants propices aux avalanches, les exploitants étaient tenus de laisser une certaine hauteur de tige sur la souche afin d'empêcher le glissement de la neige sur les pentes. Le défrichement était aussi réglementé. Il était interdit de couper les arbres lorsqu'une agglomération, des cultures, des voies de communication étaient menacées par des chutes de rochers et des avalanches.

Le développement des activités métallurgiques au XVII^e siècle (mines et forges), des salines, ainsi que l'augmentation de la demande de bois de chauffage par les populations urbaines de plus en plus nombreuses vont modifier les règles d'exploitation en vigueur. Même dans les versants exposés aux éboulements et aux avalanches, les coupes sont autorisées. En 1789, la Révolution Française va conserver en vigueur la législation des forêts à fonction de

protection. Il faut noter également que dès le Moyen Âge, dans certains quartiers exposés aux avalanches et aux chutes de pierres, les habitants exerçaient eux même leur police conservatoire sur les parcelles boisées appelées « bois de ban » (Fourchy, 1966).

Cette première période est donc marquée par une gestion communautaire des risques naturels, qui se traduit par une gestion raisonnée et une restriction du droit d'usage des forêts par les usagers eux-mêmes. Les enjeux menacés sont des enjeux de proximité, localisés aux vallées de montagne. Mais les besoins occasionnés par la poussée démographique et l'industrie ont multiplié les usages et les usagers de la forêt. Ainsi, la surface forestière exploitée et les défrichements étaient de plus en plus grands, et la restriction des droits d'usages en passe d'être oubliée.

Des forêts surexploitées. Au XVIII^e siècle, de plus en plus de phénomènes torrentiels et d'inondations sont recensés et engendrent une prise de conscience par le pouvoir central en place. Bien que la législation du premier Empire conserve celle en vigueur pour les forêts ayant une fonction de protection, la surexploitation des forêts et les défrichements sont très importants. L'administration a parfois donné l'ordre d'organiser des coupes pour répondre aux besoins sur les ouvrages militaires. De même, les ingénieurs militaires napoléoniens ont augmenté le réseau des voies de communication et déplacé les voies principales des flancs de versants vers les fonds de vallées, les exposant ainsi aux phénomènes torrentiels.

Cette forte demande a entraîné la surexploitation des forêts et a eu des effets sur la recrudescence des crues torrentielles. En conséquence, des voies d'accès sont coupées et des terres, des maisons sont emportées de plus en plus fréquemment. Les représentants de l'État prennent ainsi conscience des menaces qui pèsent sur les populations montagnardes. Les voyageurs qui traversent les Alpes ne manquent pas dans leurs récits de décrire les dangers qu'ils ont rencontrés. A cette époque, la principale mesure des pouvoirs publics dans le domaine de la protection de l'environnement et des forêts est l'établissement d'un nouveau code forestier en 1827 qui impose des règles strictes concernant l'abattage d'arbres. La protection et la conservation s'accompagnent d'une politique de développement par des semis, permettant la cicatrisation des trouées et la reconstruction du patrimoine forestier (Thoral, 2005).

Les grandes inondations. Alexandre Surrell (Surrell, 1841), ingénieur des Ponts et Chaussées, a étudié les mécanismes de reprise de l'érosion dans les Hautes-Alpes, ses causes et ses conséquences (Liébault *et al.*, 2005). Les dépôts de sédiments provoquent un exhaussement du lit des cours d'eau et l'augmentation du risque d'inondation. La torrentialité est liée au

déboisement des cours des versants (Bravard, 2002a). Les reboisements permettaient de limiter ce risque (Chondroyannis et Vigneron, 1990). Le succès rencontré par la publication des études permit enfin à l'État de prendre pleinement conscience des problèmes liés aux phénomènes torrentiels (Simon *et al.*, 2007). Dans son ouvrage, Surell préconisait de reboiser les montagnes, car il estimait que les défrichements et les excès de pâturage étaient les causes de ces phénomènes. L'élevage était à cette époque le facteur d'érosion le plus important par rapport à d'autres facteurs (les aléas climatiques). Dans certains départements, le nombre de chèvres était réglementé comme dans le Dauphiné (Chenard *et al.*, 2010), voire prohibé, comme dans la région du Diois (Bravard, 2000).

Les grandes inondations de 1845 à 1860 de la Loire, du Rhône, de la Garonne (Brugnot et Cassayre, 2002), de 1840-43 et de 1856-57 dans le Diois (Bravard, 2000), et les dégâts considérables qu'elles provoquèrent, accentuèrent le débat sur l'érosion des montagnes, le phénomène de torrentialité, et la nécessité de mener une vaste campagne de reboisement des montagnes (Bravard, 2002b). L'année 1859 correspond ainsi à la rédaction d'un nouveau code forestier. Un article de ce code précise que l'opposition de l'administration forestière peut survenir si la conservation des bois est reconnue nécessaire pour le maintien des terres sur les montagnes et les pentes, à la protection des sols contre l'érosion et les débordements des fleuves, rivières ou torrents.

De 1860 jusqu'à 1960

Les lois fédératrices. Plusieurs délibérations tout au long du XIX^e siècle, accélérées par les graves conséquences du débordement des rivières, vont mettre en œuvre une politique de restauration et de conservation du patrimoine forestier (Bravard, 2002b). L'État va les aider en promulguant une série de lois qui vont définir les bases législatives de la politique de Restauration des Terrains en Montagne (RTM). Les forestiers planifient les aménagements qui excluent toutes les coupes abusives sur les versants érodés et dans les exploitations des forêts pouvant exercer un rôle de protection face aux chutes de pierres et aux avalanches. Dans les cantons montagnards, seuls les bois « viciés et déperissant » sont exploités. On parle pour la première fois, dans les aménagements forestiers, de « série de protection ». Les forestiers s'opposent aux défrichements des bois particuliers en évoquant le code forestier de 1859, mais il leur manque toujours un texte législatif leur permettant de s'opposer aux abus d'exploitation générateurs de risques.

Une loi sur le reboisement des montagnes est promulguée le 28 juillet 1860 suite aux dégâts causés par les grandes inondations. Elle rend obligatoire le reboisement des terrains

situés sur les sommets ou sur les versants des montagnes en amont des régions vulnérables (figure 8). Pour ce faire, l'État fournit aux particuliers les graines, les plants ainsi que des subventions en argent. Il mène également une action coercitive pour les travaux obligatoires. Cette loi permet à l'État d'occuper sans expropriation les terrains communaux à reboiser et de conserver la gérance jusqu'au complet remboursement des créances. Ainsi sont définis les premiers périmètres de reboisement. Pour les réaliser, le service du reboisement des montagnes est créé au sein de l'Administration des Eaux et Forêts.

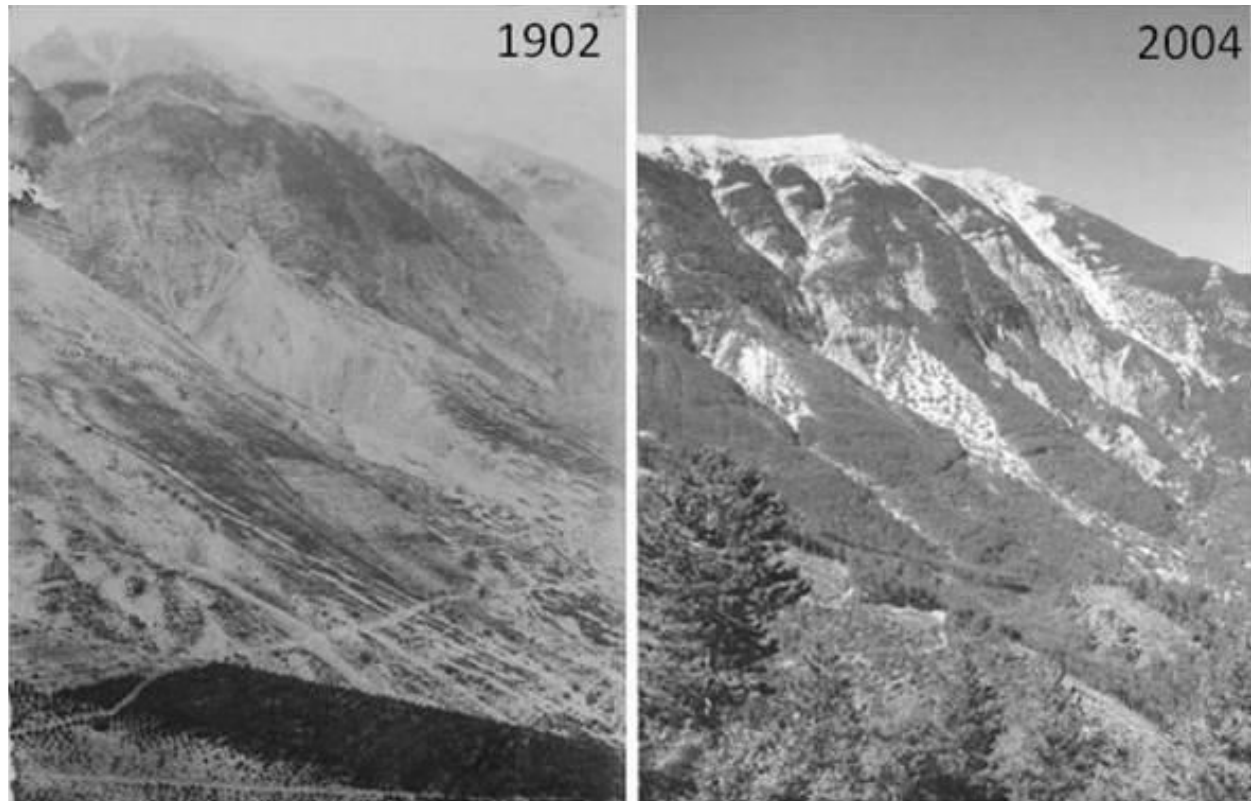


Figure 8 – Reboisement du Mont Ventoux, Vaucluse, France (d'après Poivert (2004))

Le 8 juin 1864, une nouvelle loi permet de procéder au « re-engazonnement » des montagnes. En effet, les forestiers chargés des reboisements se sont vite aperçus que des pâturages bien entretenus permettaient de contrôler l'érosion. Cette loi permet aux communes de remplacer les reboisements par le gazonnement. Cela permet donc de diminuer les coûts d'intervention tout en conservant la présence des troupeaux dans ces secteurs.

La loi du 4 avril 1882 sur les problèmes d'érosion, complétée par celle du 16 août 1913 sur la régulation du régime des eaux, va définir pleinement les bases de l'action de Restauration des Terrain en Montagne (RTM). L'intérêt porté sur les conséquences des problèmes

d'érosion ne se limite plus au régime des rivières de plaine, mais porte également sur leurs impacts en montagne (Brugnot et Cassayre, 2002).

C'est durant la période 1882-1914 qu'est réalisée la plus grande partie des travaux de restauration des terrains de montagne. Il est important de noter que ces périmètres RTM étant curatifs, ils se limitent aux sites où les risques sont déclarés actifs. Il n'y a donc aucune action de prévention à cette époque. Les périmètres RTM vont donner naissance aux séries domaniales RTM.

Les services RTM sont présents dans 25 départements de montagne avec 177 périmètres de protection. La mise en œuvre de ces lois a permis de reboiser 300 000 hectares sur la période 1860 - 1914 et d'implanter 120 000 ouvrages de génie civil. Ces ouvrages concernent 1100 bassins torrentiels, une centaine de terrains soumis aux risques de glissement et une centaine de couloirs d'avalanches (Brugnot et Cassayre, 2002; Chenard *et al.*, 2010). Dans le bassin de la Drôme, les ouvrages réalisés à cette époque pour limiter les débordements dans les affluents de la Drôme se sont avérés très efficaces dans le temps (Liébault *et al.*, 2005). Cependant, en parallèle, la fin du Petit Âge Glaciaire s'est traduite par une stabilisation des versants, un dé-stockage sédimentaire et une incision des lits des rivières torrentielles favorisant la colonisation végétale des basses terrasses (Astrade *et al.*, 2011).

L'établissement des forêts de protection. Le service de gestion de l'Administration des Eaux et Forêts doit s'occuper de la conduite des peuplements et des travaux sylvicoles. Mais il manque toujours aux forestiers un statut juridique leur permettant de gérer les autres peuplements déjà constitués et à fonction de protection. Ce statut juridique arrive enfin avec la loi du 28 avril 1922, dite loi Chauveau qui officialise le statut de forêt de protection. Le classement comme forêt de protection est un dispositif permettant de protéger une forêt de l'exploitation et des dégradations en raison de son rôle dans le maintien des terrains de montagne. Cette loi permet également au législateur de créer, entre autres, des zones périphériques de protection autour des zones de corrections torrentielles définies par les lois antérieures. Elle garantit le maintien des terrains boisés reconnus nécessaires à la stabilisation des terres sur les montagnes et sur les pentes, à la défense contre les avalanches, les eaux torrentielles et la lutte contre l'érosion.

Malgré cela, elle a été très inégalement utilisée et n'a concerné que des surfaces de forêt peu importantes. Les indemnisations prévues par la loi se sont révélées peu applicables. En effet, l'évaluation objective des pertes de revenus nécessite de définir ce qu'est une sylviculture dédiée à la fonction de protection, permettant ainsi de définir le manque à gagner par

rapport à une sylviculture de production. Or, la définition de cette sylviculture de protection n'a jamais été faite. Ainsi, de cette loi, seul l'aspect conservatoire du classement en forêts de protection a été retenu. Cela s'est traduit par l'abandon de la gestion d'une partie des forêts concernées.

Durant cette période, le législateur fixe donc les bases législatives de la politique de restauration des terrains en montagne. Il crée le service RTM, service spécialisé de l'administration des Eaux et Forêts. La forêt est ainsi considérée comme moyen efficace d'action contre le risque torrentiel. Puis rapidement, les enjeux liés aux avalanches vont s'ajouter aux préconisations de boisement et de gazonnement des versants. Ils s'expriment d'abord par le besoin de localiser et de cartographier les couloir d'avalanches. Ainsi, à partir de 1900, les gardes forestiers procèdent, pour le service RTM, au recensement et à la localisation des avalanches sur les cartes d'État Major. Cette Enquête Permanente sur les Avalanches (EPA) a permis et permet encore de recueillir des séries continues d'observations sur le fonctionnement d'environ 5000 couloirs d'avalanches en France.

Les forêts à fonction de protection prennent enfin un cadre officiel et arrivent en complément des actions menées par le RTM. Ce cadre correspond à la touche finale de l'édifice législatif et réglementaire mis en place à partir de 1860. Malheureusement, cette procédure de classement ne fait que définir des bases juridiques. Elle ne permet pas de définir une gestion et une sylviculture adaptées à la protection contre les risques naturels. Cependant, pour la première fois, c'est une réelle prise de conscience par l'État de la nécessité recenser et de cartographier les aléas naturels.

De 1960 à nos jours

Nécessité d'afficher les risques et bilan des actions RTM. Le développement du tourisme en montagne après la seconde guerre mondiale et l'essor des sports d'hiver dans les années 1960 entraînent l'augmentation considérable du nombre de constructions et donc de l'exposition aux risques torrentiels, avalancheux et rocheux. Il est alors impossible pour l'État de traiter toutes les surfaces forestières et de les nationaliser pour sécuriser les sites. Il est donc nécessaire de localiser les risques pour évaluer les enjeux pour garantir la sécurité du public.

Ainsi, depuis 1935 et surtout depuis l'article R111-3 du code de l'urbanisme en 1955, la localisation des aléas naturels est rendue obligatoire.

De nombreuses cartes ont vu le jour avec en :

- 1935 : Plan de Surfaces Submersibles (PSS),
- 1955 : Périmètre R.111-3 du code de l'urbanisme,
- 1970 : Carte de Localisation Probable des Avalanches (CLPA),
- 1975 : Plan des Zones Exposées aux Avalanches (PZEA),
- 1977 : Plan d'Occupation des Sols (POS) et des Zones Exposées à des Risques liés aux Mouvements du Sol et du Sous-Sol (ZERMOS),
- 1982 : Plan d'Exposition aux Risques naturels prévisibles (les PER),
- 1991 : Plan de Zones Sensibles aux Incendies de Forêt (PZSIF),
- 1995 : Plan de Prévention des Risques (PPR).

L'accroissement permanent de constructions exposées aux risques (urbanisation, réseaux de communication), a incité les gestionnaires forestiers à s'intéresser au rôle de protection que peut offrir toutes les forêts présentes sur les versants.

Le bilan des actions RTM et dernières réformes. La loi Chauveau est remplacée par la loi du 10 juillet 1976. Elle ne fait que modifier la définition des forêts de protection en élargissant aux bois situés à la périphérie des grandes agglomérations, soit pour des raisons écologiques, soit pour le bien-être de la population.

En 1986, l'ONF a réalisé une enquête dite « Sonnier » sur le rôle de protection de toutes les forêts de montagne y compris non RTM (Sonnier, 1991). Cette enquête fait un bilan des actions réalisées sur plus de 100 ans après la mise en application des lois RTM. Pour être considérées comme forêts de protection, il faut que, en fonction de leur localisation, elles aient un rôle précis de protection directe d'un intérêt économique ou humain identifié contre un risque naturel connu.

Il ressort de cette enquête que 192 000 ha de forêt publique ont un rôle de protection marqué, parmi lesquels 126 000 ha (66 %) sont liés au ravinement, 26 000 ha (14 %) aux avalanches, 20 000 ha (10 %) aux chutes de blocs et 20 000 ha (10 %) aux glissements de terrain. Cette enquête fait surtout ressortir la nécessité de gérer ces peuplements. Pour les peuplements âgés de plus de 20 ans, soit 138 000 ha (72 % des forêts publiques de protection), 56 % sont à régénérer artificiellement, par plantation, le restant pouvant se régénérer par ensemencements naturels. Les Alpes du Nord et du Sud totalisent 126 985 hectares, soit les deux tiers des forêts publiques de montagne.

En 1996, une première méthode avait été proposée pour le zonage des forêts à fonction

de protection basée sur l'utilisation d'un Système d'Information Géographique (SIG) sur la base de modèles numériques de terrain (MNT). L'objectif était d'apprécier les potentialités de départ d'avalanches après disparition du couvert forestier et, ainsi, de quantifier les enjeux (Berger et Chauvin, 1996).

De cette première étude, il est ressorti, par exemple dans le département de la Savoie, que sur les 60 000 ha de forêts soumises au régime forestier, 25 814 ha (43%) ont fait l'objet d'une classification en forêt à fonction de protection (analyse Peuplements/Aléas naturels/Enjeux) contre 5 079 ha, soit 2,6% des 192 000 ha selon l'enquête Sonnier prenant uniquement le cas des forêts domaniales (Sonnier, 1991). De ces 25 814 ha, 8 777 ha (34%) ont un rôle de protection fort (soit 15% des 60 000 ha). Au total, un tiers des forêts de montagne françaises semblait être en mesure de protéger contre les risques naturels. Cette dernière étude montre que le potentiel de protection offert par les peuplements forestiers de montagne a été largement sous-estimé auparavant.

Enfin, c'est la loi d'Orientation sur la forêt de 2001 intégrée dans le Code forestier qui considère pour la première fois la forêt comme un ouvrage naturel de protection à part entière, nécessitant une gestion adaptée et permettant de garantir l'efficacité de cette protection dans le temps (Berger *et al.*, 2003).

Ainsi, comme nous l'avons vu, la définition des forêts à fonction de protection n'a que très peu évolué au cours du temps. De manière générale, cette définition reprend l'action de la forêt sur la régulation du régime des eaux, les avalanches et les chutes de pierres (figure 9). Mais, de la fin du XIX^e siècle jusqu'au lendemain de la seconde guerre mondiale, l'État s'est focalisé sur son rôle de protection vis-à-vis des risques liés à l'eau. Il a ainsi fixé les bases législatives de la politique de restauration et de conservation des terrains en montagne, et créé les services RTM. Ces services ont peu à peu délaissé les interventions de génie biologique au profit de celles de génie civil. Ce passage d'un mode d'intervention à un autre a été dicté par l'évolution de la nature des enjeux socio-économiques et la mise en place de solution curative rapide.

Dans cette partie, nous avons défini les forêts de montagne, leur rôle de protection et leur évolution en fonction des pratiques sylvicoles menées durant ces deux derniers siècles. Dans la partie suivante, nous focaliserons sur l'action de protection des forêts et le risque de chutes de blocs.

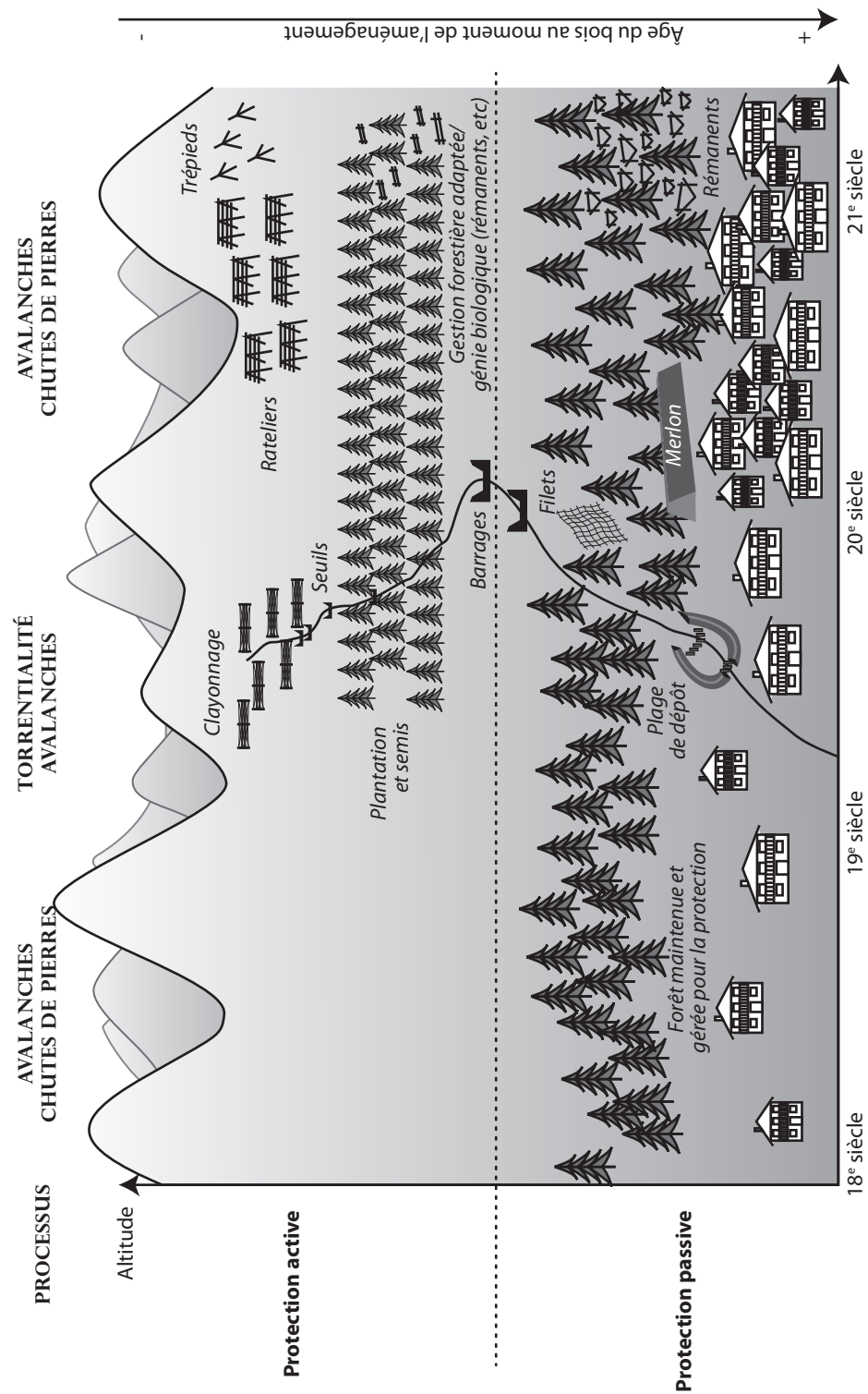


Figure 9 – Evolution de la gestion des risques naturels en montagne sur la base des principaux fondements RTM

2.3 L'interaction chutes de blocs et forêt

Dans cette partie, nous présentons un état de l'art à partir des travaux réalisés dans les domaines des chutes de pierres et des forêts de protection.

2.3.1 L'intégration des paramètres forestiers dans la modélisation

Les effets de la forêt vis-à-vis des chutes de blocs

Comme nous l'avons déjà cité, sur un versant, la forêt peut jouer un rôle de protection active par fixation et maintient du sol dans la zone de départ, et un rôle de protection passive par le freinage ou l'arrêt des blocs dans la zone de transit et de dépôt. Cependant, la forêt peut avoir des effets également négatifs (tableau 3).

Zones	Effets positifs	Effets négatifs
Zone de départ	Fixation des éboulis, diminution des alternances gel/dégel	Racines et chablis déstabilisent les compartiments rocheux, prise au vent des houppiers qui provoque un effet de levier
Zone de transit	Déviation ou canalisation, dissipation d'énergie, diminution de la hauteur des rebonds	Mise en mouvement d'arbres cassés lors des impacts, mise en mouvement de troncs déjà au sol, remise en mouvement de blocs lorsque les arbres chutent
Zone de dépôt	Réduit la distance d'arrêt des blocs	Pas d'effets négatifs, mais possibilité d'un risque induit sur les enjeux par la chute d'arbres cassés lors d'impacts

Tableau 3 – Effets de la forêt vis-à-vis des chutes de blocs (d'après Le Hir (2005))

La fonction de protection des forêts est optimale que si l'on tient compte de la stabilité des peuplements (Chauvin, 1998). Une densité de population forte (assujettie à des vents violents) ou des coupes abusives (coupe rase) fragilisent les peuplements forestiers et la protection offerte par rapport aux chutes de blocs (Schönenberger *et al.*, 2005). Il est possible de réguler les interventions par une gestion adaptée (Gauquelin *et al.*, 2006; Ladier *et al.*, 2011).

Les paramètres dendrométriques utilisés dans la modélisation

Les modules de calcul utilisés dans les modèles de simulation intégrant la forêt utilisent différents paramètres dendrométriques. Généralement, ces paramètres sont intégrés suivant deux échelles d'analyses (ProviAlp, 2008).

A l'échelle de l'arbre, les principaux paramètres dendrométriques sont :

- son essence ;
- son âge ;
- son diamètre mesuré à hauteur de poitrine, soit 1,30 m de haut, à l'aide d'un ruban forestier ou d'un compas forestier ;

- sa surface terrière correspondant à la surface occupée par la section d'un arbre mesurée à 1,30 m de haut. Elle est notée : $g = (\pi/4) \cdot (D_{1.30})^2$;
- sa hauteur.

A l'échelle du peuplement forestier, les principaux paramètres dendrométriques sont :

- la répartition des essences ;
- la densité des tiges correspondant au nombre d'arbre à l'hectare ;
- la répartition des diamètres ;
- la surface terrière. A l'échelle du peuplement, elle est la somme des surfaces terrières de chacun des arbres présents. Elle est notée G et son unité est le m^2/ha .

2.3.2 La modélisation : notion de base

Définition

La modélisation est la pensée organisée en vue d'une finalité pratique. Elle permet l'élaboration d'un modèle, représentatif d'un phénomène (Besson, 2005).

Un modèle peut se définir comme étant la représentation numérique et simplifiée des relations entre les paramètres caractéristiques d'un phénomène naturel. C'est une abstraction du monde réel qui met en évidence des éléments spécifiques, et permet d'explorer numériquement de nombreux scénarios événements (Pouliot, 1999). Le résultat du modèle peut s'interpréter géographiquement par des Systèmes d'Information Géographique (SIG) (Denègre et Salgé, 1996).

Les modèles sont définis par quatre éléments (Jorgensen, 1990; Pouliot, 1999) :

- les variables qui décrivent le système à un instant donné. Elles sont au nombre de trois : les variables d'entrée (commande du système), les variables de sortie (conséquences) et les variables d'état (comportement du système) ;
- les relations qui existent entre les variables ;
- les paramètres observés qui permettent d'ajuster les relations entre les variables ;
- les constantes universelles qui sont des valeurs fixes comme π , la gravité, etc.

Les modèles chutes de pierres intégrant la forêt

Les modèles de croissance peuvent être utilisés pour étudier la dynamique des écosystèmes forestiers (Johnsen *et al.*, 2001) pour les comparer aux expériences sur le terrain et pour assurer un suivi dans le temps (Dorren, 2003). Ils peuvent également être utilisés comme

un outil pour évaluer et prévoir le niveau de protection fourni par les forêts de montagne à l'heure actuelle, ainsi que dans le futur (Peng, 2000). Les modèles peuvent également simuler les changements dans la structure de la forêt (espèce, hauteur et diamètre des arbres, l'âge, ou une combinaison de ceux-ci) et leur effet sur la fonction de protection (Dorren, 2003).

A partir de la fin du XX^e siècle, les recherches menées sur la modélisation des chutes de blocs en montagne ont intégré progressivement les paramètres forestiers. Nous pouvons citer comme principaux travaux marquant :

- Couvreur (1982) réalisant un premier modèle laboratoire créé à partir de la résistance d'éprouvettes de bois sec de plusieurs espèces d'arbres à un impact rocheux ;
- Jahn (1988) prouvant l'effet de la couverture forestière par des simulations avec et sans forêt sur un versant. Ces premiers travaux ont montré que trois à dix fois plus de blocs étaient arrêtés sur le versant boisé ;
- Zinggeler et Kienholz (1990) sur l'intégration de la forêt dans un modèle 2D. Ce modèle montre l'importance des arbres pour stopper les chutes de pierres et l'énergie dissipée après avoir percutées les tiges d'arbres ;
- Gsteiger (1993) sur la détermination de la probabilité de rencontre entre un bloc et un arbre en fonction des paramètres dendrométriques ;
- Doche (1997) pour les premières expérimentations grandeur nature basées sur un suivi vidéographique *in situ* réalisées par le Cemagref de Grenoble (Centre d'Etude du Machinisme Agricole, des Eaux et Forêts) aujourd'hui Irstea (Institut de Recherche Scientifique et Technique Pour l'Environnement et l'Agriculture) ;
- Dorren *et al.* (2005, 2006); Berger et Dorren (2007) sur les données acquises lors des expérimentations grandeur nature réalisées sur un site expérimental situé dans la commune de Vaujany (Isère), initiées dans le cadre d'un projet du 5^e PCRD-UE : Rockfor (Berger, 2004). Les résultats de ces expérimentations ont permis de créer des algorithmes calculant le trajectoires, les vitesses, les hauteurs de passage des blocs et l'énergie dissipée par les arbres après impact. Ces expérimentations ont toujours lieu à ce jour.

Plusieurs modèles ont été conceptualisés, améliorés, puis validés à partir de ces données : MecArb (premier modèle de simulation du comportement mécanique d'un arbre lors de l'impact d'un bloc rocheux), Rockfor^{net} (premier modèle de l'estimation de l'aléa résiduel probable à l'aval d'un écran forestier), RockyFor3D et Star3D (modèle de simulation numérique de trajectographie en 3 dimensions).

Un exemple : la prise en compte des arbres dans le modèle RockyFor3D

Le modèle de simulation numérique de trajectographie Rockyfor est un modèle de type probabiliste (Dorren *et al.*, 2006; Dorren, 2012). Ce modèle utilise une représentation en 3 dimensions du terrain sous la forme d'un modèle numérique de terrain (MNT) de type raster (représentation du terrain sous la forme d'un maillage carré) (figure 10). Ce modèle prend en compte la présence des arbres sur le terrain en tant qu'obstacles potentiels. Pour chacun des points de départ identifiés sur le terrain, les simulations sont réalisées en faisant varier aléatoirement les paramètres de calculs lors des rebonds.

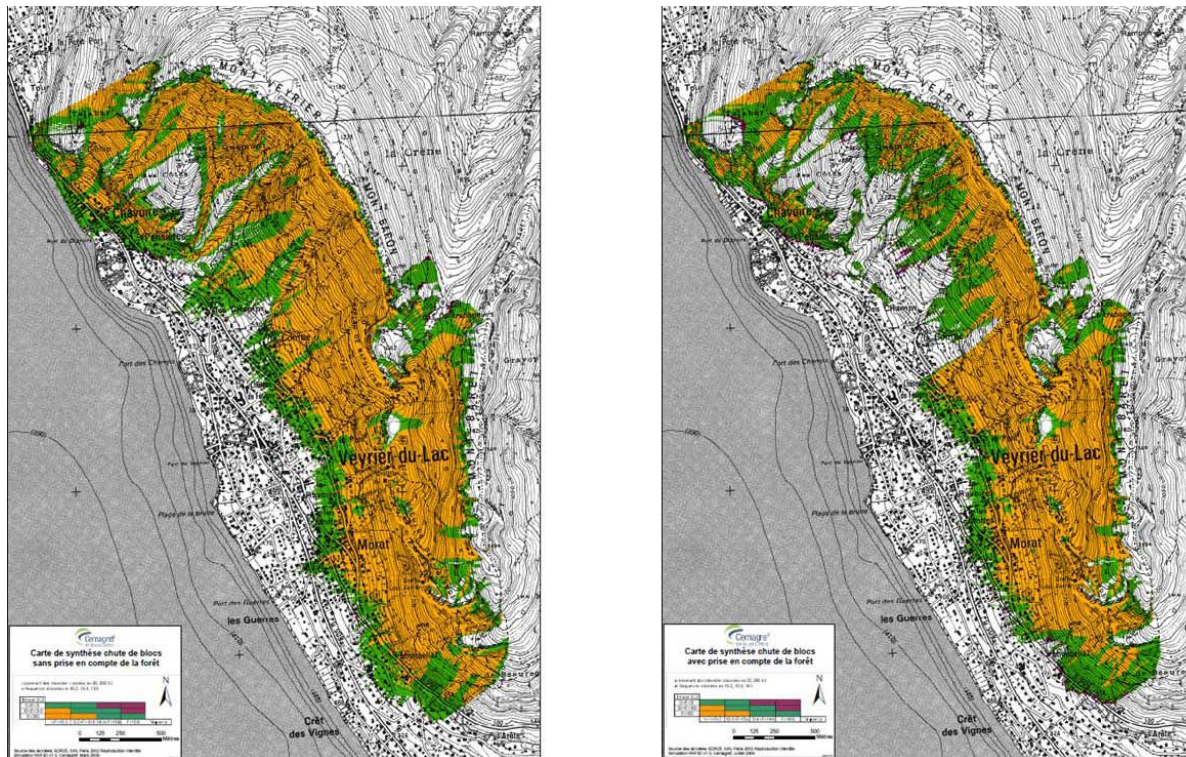


Figure 10 – Exemple de cartes de zones de propagation de blocs rocheux, avec et sans végétation forestière, obtenues à partir de données Lidar au pas de 1 m et de l'utilisation du modèle RockyFor3D (réalisation Cemagref 2009)

Le modèle RockyFor3D utilise trois modules de calcul (Dorren *et al.*, 2004b). Le premier calcule les trajectoires des blocs à partir des cellules du MNT. Le second calcule la vitesse et la hauteur de passage des projectiles (Rammer *et al.*, 2010). Le troisième calcule la perte d'énergie due aux impacts sur les arbres (Dorren et Berger, 2005). Cette dissipation d'énergie occasionnée par l'impact sur un arbre nécessite de connaître la position des blocs avant l'impact, l'énergie cinétique, la position des arbres, leurs diamètres et leurs essences (Dorren et Berger, 2005).

Les précédentes thèses réalisées sur l'interaction forêt-chutes de pierres

A ce jour, l'essentiel des travaux menés sur la prise en compte du couvert forestier dans l'évaluation du risque de chutes de blocs a été réalisé dans l'arc alpin, pour la plupart en France et en Suisse à partir des années 2000 (tableau 4). Ils ont porté à la fois sur l'analyse trajectographique des blocs rocheux en présence de végétation forestière, et sur le comportement mécanique des différentes essences forestières.

En parallèle de ces travaux, l'apport du Lidar (Light Detection And Ranging) permet d'améliorer la prise de données topographiques et d'alimenter les données forestières. Dans une récente thèse, Monnet (2011) a développé des algorithmes permettant d'estimer les paramètres des peuplements forestiers en montagne à partir de données issues d'un scanner aéroporté.

Auteur	Titre	Université
Dorren (2003)	GIS modelling of rockfall and protection forest structure	Université d'Amsterdam
Stoffel (2005)	Spatio-temporal analysis of rockfall activity into forests : Results from tree-ring and tree analyses	Université de Fribourg
Le Hir (2005)	Forêt et chute de blocs : Méthodologie de modélisation spatialisée du rôle de protection	Université de Marne la Vallée
Quétel (2005)	Approche multi-échelle du comportement mécanique d'un arbre soumis à l'impact d'un bloc rocheux	Ecole Centrale de Lyon
Ammann (2006)	Schutzwirkung abgestorbener Bäume gegen Naturgefahren	ETH Zurich
Jonsson (2007)	Energy absorption of trees in a rockfall protection forest	ETH Zurich
Schneuwly (2009)	Tree rings and rockfall : Anatomic tree reactions and spatio-temporal rockfall analysis	Université de Fribourg
Lundström (2010)	Mechanical stability and growth performance of trees	Université de Fribourg
Jancke (2012)	Quantifying the mechanical resistance of coppice trees against rockfall	Université de Hambourg

Tableau 4 – Précédentes thèses réalisées depuis 2000 sur le rôle de protection des forêts vis-à-vis des chutes de blocs

2.3.3 L'état de la question aujourd'hui

Peu d'études se sont intéressées au rôle de protection du bois mort dans les forêts de montagne. Seule l'action de protection que peut exercer les chablis (arbres renversés par le vent) a été étudiée.

En Suisse, Kupferschmid Albisetti *et al.* (2003) ont estimé que les épicéas morts au sol issus d'attaques de bostryches (coléoptère ravageur des forêts d'épicéas) pouvaient avoir un rôle de protection contre les avalanches et les chutes de pierres pendant une trentaine d'années.

Les travaux de Frey et Thee (2002) ont également quantifié dans le temps la perte de résistance mécanique des troncs au sol issus de chablis ayant un rôle de protection contre les avalanches. Ces chablis étaient issus de l'ouragan Viviane qui atteignit les Alpes suisses en 1990.

Schönenberger *et al.* (2005) ont évalué les conséquences de différents scénarios de gestion des chablis sur l'effet protecteur d'une forêt endommagée par des chutes de blocs et des avalanches.

Les travaux de Ammann (2006) dans la région de Schwanden ont permis de définir des modalités d'exploitation des chablis dans les zones de départ potentiel d'avalanches à partir de leur résistance ainsi que celle des racines aux efforts statiques.

Putallaz (2010) a démontré que leur efficacité était optimale durant la première décennie. Au delà, la protection est assurée jusqu'à une hauteur de neige de 0,95 m, équivalant à un temps de retour de 3 ans. Au-delà de 1,78 m, la protection n'est plus assurée.

A ce jour, aucun logiciel de trajectographie ne prend en compte l'action du bois mort ou des rémanents, qu'il soit sur pied ou au sol, issus de mort naturelle ou de pratiques sylvicoles. Concernant les rémanents, aucune étude ne s'est intéressée spécifiquement à leur action de protection. Or, depuis les années 1980 en Autriche et en Suisse, les rémanents composés de souches hautes et de grumes au sol sont couramment utilisés pour augmenter la rugosité au sol dans le but de maintenir le manteau neigeux et de créer de véritables obstacles à la propagation de blocs rocheux (Schönenberger *et al.*, 2005; Stoffel *et al.*, 2006). Les souches sont coupées le plus haut possible soit à minima à 1,30 m au dessus du sol (correspondant à la hauteur de poitrine). Cette hauteur a été définie intuitivement et empiriquement par les forestiers (hauteur de neige) et par les conditions d'exploitation. Les grumes restantes sont en contact avec le sol, maintenues dans la pente par leur propre souche, d'autres souches ou d'arbres sur pied (figure 11) (Schönenberger *et al.*, 2005).



Figure 11 – Travaux de protection réalisés à Schröns, Autriche (cliché Bigot, 2011)

Depuis 2006, les Guides de sylvicultures de Montagne (Gauquelin *et al.*, 2006; Ladier *et al.*, 2011) préconisent l'exploitation des grumes au sol en oblique par rapport à la pente et l'exploitation des souches de 1,30 m de hauteur. Ainsi, les rémanents sont pris en compte de manière qualitative dans les forêts de protection en France mais leur action n'est pas quantifiée.

Hormis les travaux cités précédemment sur les chablis, il n'y a aucune information robuste sur l'efficacité des rémanents contre les chutes de blocs. Même si l'expérience empirique des forestiers autrichiens et suisses a démontré l'action positive des rémanents depuis une trentaine d'années d'utilisation, il reste de nombreuses interrogations sur la résistance mécanique des rémanents.

Ainsi, l'objectif principal de cette thèse est d'apporter des connaissances sur la cinématique de décomposition des rémanents et de proposer des modèles d'évolution en fonction du temps.

Dans la partie suivante, nous présentons les rémanents et les paramètres étudiés dans ce travail de recherche.

2.4 Les rémanents : caractéristiques et enjeux

Dans cette partie, nous allons définir les rémanents, puis présenter les caractéristiques du matériau bois qui les compose. Au final, nous présentons les enjeux sur le positionnement spatial des rémanents et leurs effets sur les chutes de blocs.

2.4.1 Les rémanents

Dans les chapitres précédents, nous avons défini le bois mort selon deux grandes familles (issus de mort naturelle ou artificielle). La définition d'un rémanent par le Petit Larousse est la suivante : « qui subsiste, manifeste une rémanence ». On trouve également comme définition : « qui persiste, qui continue d'exister ».

En sylviculture, ce terme désigne ce qui reste des arbres que l'on a abattu et qui ont été laissés *in situ*, c'est à dire les houppiers, les branchages et les troncs mal conformés et abandonnés en forêt (<http://fr.wikipedia.org/>).

Dans la littérature anglophone, les rémanents sont définis comme les résidus de bois laissés au sol après la récolte ou causés par des perturbations extérieures comme le feu, la

neige ou le vent. Ils sont composés des souches, des grumes, des branchages et des brindilles ([http ://www.dictionaryofforestry.org/](http://www.dictionaryofforestry.org/)).

Le terme de rémanent est associé abusivement à celui de « bois mort » (dead wood en anglais). En effet, contrairement au rémanent, le bois mort est défini comme étant du bois issu de mort naturelle (arbre sec sur pied, chablis, volis).

En dehors de la foresterie, le terme de rémanent est très peu utilisé. La traduction anglaise la plus proche est connue sous le terme de « slash » ou « logging slash ». Il correspond à la fois aux débris ligneux grossiers « coarse woody debris » ou aux débris ligneux fins « fine woody debris ». Ces deux catégories sont définies par le diamètre des résidus de bois. En science forestière, de nombreux articles considèrent les débris ligneux grossiers comme ayant un diamètre ≥ 10 cm (Beets *et al.*, 2008; Densmore *et al.*, 2004; Fraver *et al.*, 2002; Garrett *et al.*, 2010; Gough *et al.*, 2007; Guo *et al.*, 2006; Holeksa *et al.*, 2008; Idol *et al.*, 2001; Mackensen et Bauhus, 2003). Il est important de noter que jusqu'en 2010, ce diamètre (mesuré à hauteur de poitrine) était considéré comme le diamètre minimum des arbres ayant un rôle de protection vis-à-vis des chutes de blocs (Wehrli *et al.*, 2006; Bigot *et al.*, 2009). Aujourd'hui, avec l'intégration des peuplements issus de taillis (Jancke, 2012), le diamètre minimum mesuré à hauteur de poitrine est reconsidéré à 1 cm (Rammer *et al.*, 2010).

Il en est de même, pour ce qui est de la partie souterraine des souches ; les racines. Elles sont divisées en deux catégories avec les racines ayant un diamètre supérieur ou égal à 1 cm « large woody root », et les racines ayant un diamètre inférieur à 1 cm « fine woody root » (Fahey *et al.*, 1988).

Les rémanents étudiés dans cette thèse sont ceux susceptibles de freiner ou de stopper les blocs rocheux. Ils correspondent aux débris ligneux grossiers : les souches et les grumes ayant des diamètres supérieurs à 10 cm. En ce qui concerne les systèmes racinaires des souches, nous n'avons travaillé qu'à partir des racines ayant un diamètre supérieur ou égal 1 cm et sur une essence d'arbre car il n'était pas possible de procéder à des extractions de souches sur les autres sites d'études (moyens techniques et préservation du potentiel de protection).

2.4.2 Le matériau bois

Les arbres (vivants et morts) sont constitués de bois. Le bois est une substance d'origine organique qui a une structure définie, en fonction de l'espèce et du milieu où vit l'arbre (Vade-Mecum du forestier, 1964). Dans cette étude sur la cinématique de décomposition du bois, il convient de connaître ses principaux constituants et caractéristiques.

En biologie, le bois est le xylème secondaire qui assure la conduction de la sève brute chez les arbres. La structure du bois s'observe sur une coupe transversale représentant les différentes couches circulaires du bois qui vont du centre vers la périphérie : le duramen, l'aubier, et l'écorce (figure 12).

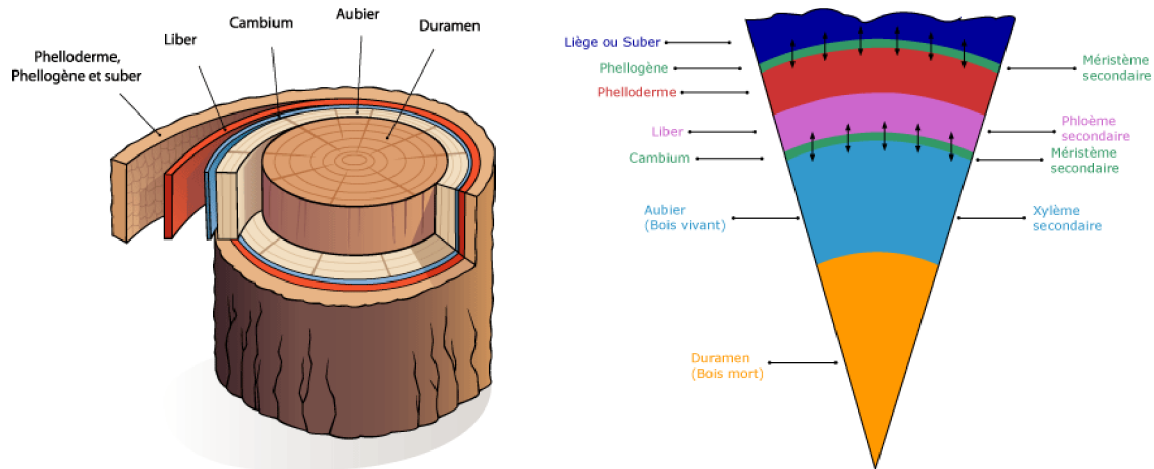


Figure 12 – Représentation schématique de la structure du bois ([http ://www.afd-ld.org](http://www.afd-ld.org))

Le duramen est la partie interne du bois correspondant aux zones d'accroissement les plus anciennement formées, qui ne comporte plus de cellules vivantes.

L'aubier est la partie correspondant aux zones d'accroissement le plus récemment formées contenant des cellules vivantes.

Le cambium est le tissu végétal marquant la limite entre le bois et l'écorce.

L'écorce est constituée par le liber (la partie intérieure de l'écorce), le phelloderme (parenchyme cortical), le phellogène (cambium cortical) et le suber (ou liège désignant la partie extérieure de l'écorce).

2.4.3 La caractérisation du bois

Le bois est constitué de propriétés physiques, mécaniques et chimiques très particulières (TRADAC, 1996; Bergman *et al.*, 2010).

La composition physique du bois

Elle est définie principalement par la densité (ou masse volumique) et le taux d'humidité. La densité (kg/dm^3) varie de 0,05 à 1,4 en fonction de l'essence mais également en fonction du sol, du climat et de l'exposition. Les résineux ont une croissance plus rapide que les feuillus. Ils ont donc des cernes d'accroissement plus larges et forment un bois plus léger.

Concernant le taux d'humidité, le bois renferme de 50 % à 100 % d'eau. Après la coupe, l'eau s'évapore peu à peu. Le bois débité est dit vert tant que sa teneur en eau est supérieure à 30 %. En deçà, le bois est dit sec. Les variations d'humidité influent sur les variations de volume (gonflement, retrait), les propriétés mécaniques, car le bois est plus résistant quand il est sec, les propriétés calorifiques et la conservation du bois (plus sensible à la pourriture quand le bois est humide).

Les propriétés mécaniques du bois

Le bois est un matériau très apprécié pour ses propriétés mécaniques et sa résistance à

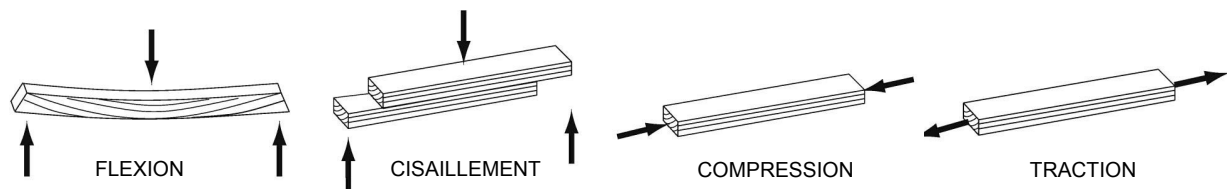


Figure 13 – Contraintes mécaniques du bois

Dans le bois de construction, un des paramètres essentiels est bien sûr la dureté (Bergman *et al.*, 2010). La dureté du bois se mesure en lui appliquant une charge sur sa surface (principe de l'indentation). Une fois le matériau déformé, on observe l'empreinte et on la mesure. Le tableau 5 représente les classes de dureté corrélées avec la densité du bois. L'échelle de dureté des bois est exprimée en indice Chalais-Meudon (selon la norme NF B 51-013) utilisé dans l'installation de parquet.

Classe de dureté	Densité	Essences
Bois très dur	0,85	chêne vert, sorbier, cornouiller
Bois dur	0,70 - 0,85	charme, chêne, hêtre
Bois mi-dur	0,55 - 0,70	châtaignier, pin
Bois légers	0,45 - 0,55	épicéa, sapin, cyprès
Bois très légers	0,45	séquoia, peuplier, saule

Tableau 5 – Classification de la dureté du bois (<http://www.cndb.org/>)

La composition chimique

Le bois est constitué de trois polymères majeurs et de matières extractives (polysaccharides, pentosanes, hexosanes, résines, tannins, colorants, cires, alcaloïdes, etc.) (Fujimoto *et al.*, 2007). Cela représente :

- 50 % de cellulose qui est un glucide formant les parois de cellules jeunes ;
- 20 à 30 % de lignine qui est un polymère avec des motifs phénol-propane ;
- 15 % d'hémi-cellulose dont le rôle est d'agglomérer et de coller les uns aux autres les éléments du bois (cellulose et lignine).

Ces composants chimiques peuvent être utilisés pour déterminer la densité (Hauksson *et al.*, 2001; Fujimoto *et al.*, 2007; Stirling *et al.*, 2007; Mora *et al.*, 2008; Hein *et al.*, 2009; Alves *et al.*, 2012) et les propriétés mécaniques du bois (Hoffmeyer et Pedersen, 1995; Gindl *et al.*, 2001; Hauksson *et al.*, 2001; Thumm et Meder, 2001; Flaete et Haartveit, 2004; Kelley *et al.*, 2004; Fujimoto *et al.*, 2007; Kothiyal et Raturi, 2011). La méthode employée pour estimer ces paramètres est la Spectroscopie Proche Infra Rouge (SPIR) que nous décrirons dans la partie méthodologie.

2.4.4 Les enjeux d'ordre technique de l'utilisation des rémanents

Cette thèse comporte deux enjeux sylvicoles sur l'utilisation des rémanents dans les forêts de montagne : la position spatiale et l'évolution temporelle.

Le positionnement spatial

Aujourd'hui, les guides de sylviculture permettent aux forestiers de mener des interventions sylvicoles de protection et de mener une réflexion sur la mobilisation *in situ* des rémanents.

Cette thèse porte principalement sur l'efficacité des structures biologiques pare-pierres composées de souches hautes et de grumes laissées au sol, et ce dans le cadre des actions pour une protection passive. Ces deux types de rémanents peuvent être efficacement utilisés en association avec d'autres ouvrages issus du génie civil tels que les merlons de protection et les filets pare pierres. Seuls ou en complément d'ouvrages de génie civil, ils s'intègrent parfaitement dans le paysage. Leur principal avantage est de pouvoir optimiser le matériel sur place et ainsi de réduire les coûts d'installation.

Dans le principe, les grumes sont couchées au sol, parfois superposées les unes sur les autres, et maintenues dans la pente par leurs propres souches hautes, d'autres souches ou d'arbres (figure 14a). Les grumes sont également disposées en oblique dans la pente afin de

ne pas créer de situation d'embâcle (accumulation et obstruction de matériau le long du versant) et de canaliser le phénomène (figure 14b). Plusieurs grumes peuvent être empilées les unes sur les autres lorsque les volumes des blocs mobilisés sont supérieurs aux diamètres des grumes (figure 14c).

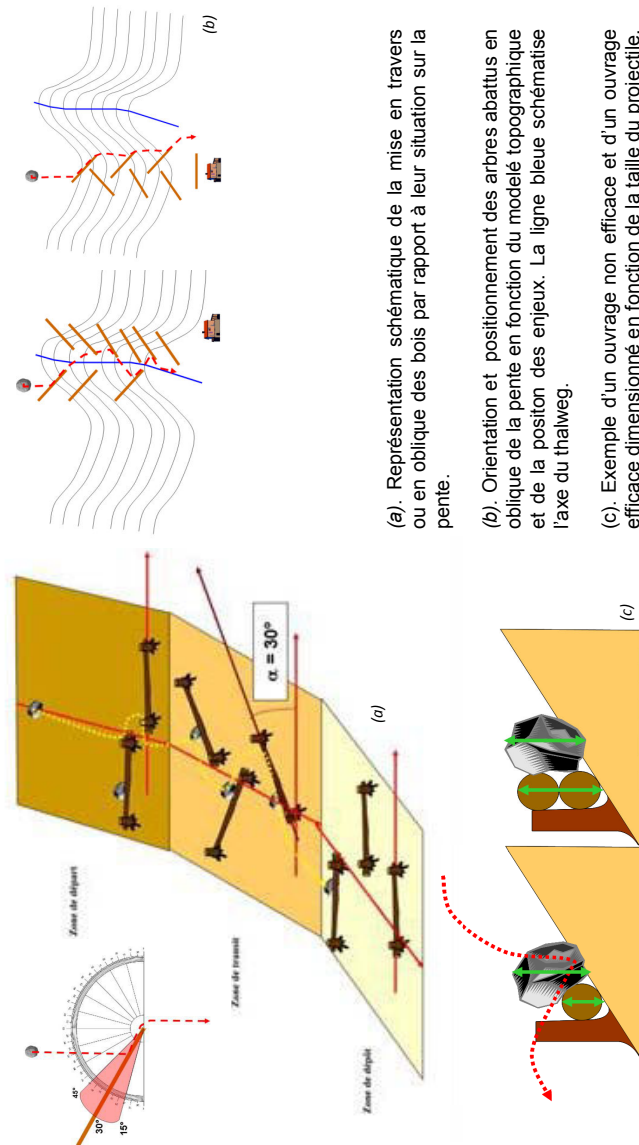


Figure 14 – Stratégie d'utilisation des rémanents menée pour la protection d'un site assujéti aux chutes de pierres (Rapport ProviAlp 2008)

En ce qui concerne les souches, elles interviennent dans le maintien des grumes, mais également dans l'arrêt ou le freinage des blocs rocheux ou dans le maintien du manteau neigeux, et la dissipation des avalanches. Dans ce dernier cas, on peut les comparer aux

pieux brises lames disposés sur les plages et destinés à casser les vagues les jours de forte houle.

L'évolution temporelle

L'action des grumes comme celles des souches n'est pas pérenne dans le temps. En effet, comme tous matériaux organiques, les rémanents sont assujettis au phénomène de décomposition naturelle. Cela se traduit par une modification de la composition physique et chimique du bois, ce qui influe sur ses propriétés mécaniques et sa résistance lors d'un impact rocheux. Avec le processus de décomposition, l'action de protection des souches et des grumes diminue donc au cours du temps. Dans la zone de départ, la disparition complète des rémanents peut le cas échéant favoriser la remobilisation de blocs rocheux. Dans la zone de transit et de dépôt, l'énergie dissipée par les rémanents est réduite.

Le tableau 6 présente les effets des rémanents vis-à-vis des chutes de blocs selon les zones de départ, de transit et d'arrêt. Ils présentent les effets positifs des souches hautes et des grumes au sol dans les premières années suivant la coupe, et également les effets négatifs des rémanents en décomposition.

Zones	Effets positifs dans les 1 ^{ère} années suivants la coupe	Effets négatifs du bois décomposé
Zone de départ	Fixation et stabilisation des éboulis	Décomposition du système racinaire et des grumes, réactivation des éboulis
Zone de transit	Les grumes augmentent la rugosité au sol. Déviation ou canalisation, dissipation d'énergie, diminution de la hauteur des rebonds et maintien des blocs	Souches et grumes fragilisées ou disparues après décomposition complète, diminution de l'énergie dissipée par les rémanents. Remobilisation de blocs. Effet tremplin possible
Zone de dépôt	Réduit la distance d'arrêt des blocs	Souches et grumes fragilisées ou disparues après décomposition complète, diminution de l'énergie dissipée par les rémanents. Distance d'arrêt allongée suivant la pente

Tableau 6 – Effets des rémanents vis à vis des chutes de blocs dans l'espace et le temps (modifié d'après Le Hir (2005))

Cette vision appliquée aux chutes de blocs ne prend pas en compte l'effet d'autres aléas naturels comme l'érosion, ni la régénération (naturelle ou artificielle). A l'échelle du versant, les effets des rémanents sont multiples et interagissent entre eux au cours du temps. Dans cette étude, nous nous sommes limités à la décomposition du bois à la perte de résistance mécanique des souches hautes et des grumes au sol depuis l'année de la coupe.

2.5 Conclusion

Les montagnes sont des lieux très attrayant mais pas sans danger, où l'Homme doit s'adapter. L'Homme a de tout temps cherché à se protéger face à l'augmentation des enjeux. Les lois qui se sont succédées durant plus d'un siècle ont permis d'améliorer la prise en compte des forêts de montagne à fonction de protection. Les pratiques sylvicoles ont évolué depuis la fin du XIX^e siècle. Des grands reboisements pour lutter contre l'érosion et le risque torrentiel sur les versants alpins, les interventions forestières se sont orientées ensuite vers le risque d'avalanches et des chutes de pierres.

La spatialisation des phénomènes naturels dans la deuxième partie du XX^e siècle ont conduit les gestionnaires à intervenir localement (maison, route). A la fin du XX^e siècle, les premières études sur la prise en compte du couvert forestier dans les modèles de trajectographie ont démontré que la forêt peut protéger efficacement des chutes de pierres et des avalanches. Au XXI^e siècle, les paramètres dendrométriques (diamètre et énergie dissipée par essence) sont intégrés dans les modèles de trajectographie à partir d'expérimentations en laboratoire et grandeur nature *in situ*.

Les Guides de Sylvicultures de Montagne depuis 1999 (en Suisse) ont été édités afin de préconiser des interventions de protection vis-à-vis des risques naturels. Ces guides préconisent entre autre l'utilisation de rémanents composés de souches hautes et de grumes au sol pour créer des barrières naturelles dans les couloirs assujettis aux chutes de pierres. Cependant, la protection offerte par les rémanents dans le temps est encore méconnue à ce jour. Aucune étude n'a estimé leur durabilité, ni quantifié leur perte de résistance mécanique depuis la coupe.

Ce premier chapitre nous a permis de présenter le contexte du risque de chutes de blocs et de définir les limites de cette recherche sur la cinématique de décomposition des rémanents dans le cadre de protection passive. Le chapitre suivant est dédié à un état de l'art spécifique sur la cinématique de décomposition du bois mort et des rémanents. Nous présentons les méthodes et modèles utilisés pour estimer la décomposition du bois, ensuite son intérêt au sein des processus géomorphologiques, et enfin les hypothèses de notre travail de thèse.

Chapitre 3

État de l’art sur le bois mort et les rémanents

Dans ce chapitre, nous présentons les différentes approches méthodologiques et les modèles qui permettent d’estimer, de décrire et de comprendre la cinématique de décomposition du bois mort. Ensuite, nous dressons un état des recherches sur la dynamique du bois mort au sein des processus géomorphologiques. Enfin, nous formulons les hypothèses émises dans ce travail de thèse.

Sommaire

3.1	La recherche bibliographique	51
3.1.1	Le bois mort et les rémanents dans la littérature scientifique	51
3.1.2	L'émergence de la dynamique bois mort dans la recherche sur les processus géomorphologiques en Amérique du nord	54
3.1.3	L'émergence de la dynamique bois mort dans l'arc alpin	57
3.2	La cinématique de décomposition du bois	58
3.2.1	Les facteurs influençant la décomposition	58
3.2.2	Les approches méthodologiques	62
3.2.3	Les modèles	66
3.3	Les hypothèses	69
3.3.1	L'hypothèse 1	69
3.3.2	L'hypothèse 2	70
3.3.3	L'hypothèse 3	71
3.3.4	L'hypothèse 4	72
3.4	Conclusion	73

3.1 La recherche bibliographique

Jusqu'en 2000 et l'apparition des Guides des Sylvicultures de Montagne en Suisse et en France (Frehner *et al.*, 2005; Gauquelin *et al.*, 2006; Ladier *et al.*, 2011), le bois mort était uniquement considéré comme un élément naturel qui assure de multiples rôles fonctionnels dans l'écosystème forestier. Il intervient dans la production de l'humus forestier, le cycle du carbone et les équilibres écologiques (Harmon, 1986).

3.1.1 Le bois mort et les rémanents dans la littérature scientifique

Selon Bouget (2009), la majorité des études (60 %) portant sur le bois mort a été réalisée dans les forêts boréales d'Amérique du nord et d'Europe Scandinave. Les articles issus de ces études ont été publiés après 2000.

Le tableau 7 présente le nombre de références sur le bois mort et les rémanents depuis la deuxième moitié du XX^e jusqu'en 2012. Ce référencement prend en compte tous les documents scientifiques de type article, review, conférence, proceeding, etc. Nous pouvons constater que les documents faisant références aux rémanents sont bien inférieurs à ceux sur le bois mort. La majorité de ces études portent également sur la décomposition du bois. Les études sur la décomposition des troncs représentent cinq fois plus de publications, avec 212 références dans Scopus et 223 références dans Web of knowledge, que celles sur la décomposition des souches, avec 40 et 47 références et environ la moitié sur la décomposition des racines avec 113 et 131 références.

Mots recherchés	Traduction anglaise	Références Scopus	Références Web of knowledge
Bois mort	Dead wood	2.238	1.955
Rémanents	Wood slash	339	288
Taux de décomposition	Decomposition rate	725	864
Décomposition bois	Wood decomposition	2.217	2.461
Décomposition rémanents	Slash decomposition	84	21
Décomposition troncs	Log decomposition	212	223
Décomposition racines	Root decomposition	113	131
Décomposition souches	Stump decomposition	40	47

Tableau 7 – Nombre de références sur le bois mort et les rémanents dans la littérature scientifique

Plusieurs articles publiés récemment ont insisté sur le manque de connaissance de la dynamique des rémanents dans les écosystèmes forestiers et, à ce titre, sur le rôle d'indicateur de la biodiversité (Bouget *et al.*, 2012). En conséquence, de nouvelles recherches dans cette thématique ont vu le jour. C'est le cas notamment des recherches portant sur le bois énergie et les effets de l'extraction des souches sur les sols (Walmsley et Godbold, 2010). D'autres études portent sur la conservation des habitats écologiques (Brin *et al.*, 2012), mais n'ont fait

l'objet que de descriptions qualificatives (type, diamètre, stade de décompositions et strate) et non quantitatives (volume, masse et densité).

En France, le bois mort fait partie aujourd'hui des indicateurs de gestion durable des forêts françaises (Rapport IFN, 2006). Il est ainsi pris en compte dans les recommandations sylvicoles pour la gestion durable des forêts. Les études sur le bois mort portent actuellement sur la fertilité des sols et la qualité de la biodiversité (Bouget, 2009).

Le tableau 8 présente les principaux guides et colloques prenant en compte le bois mort dans la gestion des forêts françaises.

Année	Évènement
1977	Manuels d'aménagement forestier
1997	Guides ONF « Le forestier et l'Oiseau »
1998	Guides ONF « Arbres morts et à cavités. Pourquoi, comment ? »
2001	Guides ONF « Reconstruction des forêts après tempête »
2002	Guides ONF « les arbres remarquables en forêt »
2004	Guide de sylviculture de la chênaie atlantique
2005	Guide méthodologique d'élaboration des DRA-SRA
2004	Colloque de Chambéry par l'ONF sur « bois mort et à cavités »
2006	Guides des Sylvicultures des Montagnes - Alpes du Nord
2009	Guides des Sylvicultures des Montagnes - Alpes du Sud

Tableau 8 – Le bois mort dans la gestion forestière française

Parmi toutes ces références, nous avons retenu une soixantaine de documents sur la décomposition du bois en milieu naturel et sur les types de rémanents qui nous intéressent : souches, racines et grumes.

Parmi ces documents, une vingtaine d'articles recensent des taux de décomposition noté k d'espèces d'arbres présentes en montagne. Ces taux de décomposition ont été calculés à partir de la perte de densité sèche (correspondant également à la perte de masse volumique sèche).

Le tableau 9 est une synthèse des principaux articles recensés sur la décomposition du bois. Les variables prises en compte sont le type de rémanents (grumes et souches), les essences d'arbres, et les conditions bioclimatiques (classification à partir de Demangeot (1996)).

Référence	Localisation	Climat	Rémanents	Espèces	$k \text{ an}^{-1}$
Muller-Using et Bartsch (2009)	Allemagne	vallée tempérée froide et humide	tronc	<i>Fagus sylvatica</i>	0.089
Shorohova <i>et al.</i> (2008)	Finlande	vallée tempérée froide et humide	souche	<i>Pinus sylvestris</i> <i>Picea abies</i> <i>Betula sp</i>	0.048 0.052 0.068
Naesset (1999a)	Norvège	vallée alpine froide et humide	tronc	<i>Picea abies</i>	0.033
Melin <i>et al.</i> (2009)	Norvège	vallée froide et humide	souche	<i>Picea abies</i>	0.046
Freschet <i>et al.</i> (2011)	Suède	vallée froide et humide	souche	<i>Pinus sylvestris</i>	0.039
			racine	<i>Pinus sylvestris</i>	0.014
			souche	<i>Betula pubescens</i>	0.054
			racine	<i>Betula pubescens</i>	0.050
Tobin <i>et al.</i> (2007)	Irlande	vallée tempérée froide and humide	tronc	<i>Picea sitchensis</i>	0.047
			souche (racine)	<i>Picea sitchensis</i>	0.059
Olajuyigbe <i>et al.</i> (2011)	Irlande	région interne froide et humide	tronc	<i>Picea sitchensis</i>	0.059
			souche	<i>Picea sitchensis</i>	0.048
Harmon <i>et al.</i> (2000)	Russie	boréal tempéré froid et humide	racine	<i>Picea sitchensis</i>	0.036
			tronc	<i>Picea abies</i>	0.027
Krankina et Harmon (1995)	Russie	boréal tempéré froid et très humide	tronc	<i>Pinus sylvestris</i>	0.024
				<i>Picea abies</i>	0.034
				<i>Pinus sylvestris</i>	0.033
Yatskov <i>et al.</i> (2003)	Russie	boréal tempéré froid et très humide	tronc	<i>Betula pendula</i> <i>Pinus sylvestris</i>	0.045 0.033
Guo <i>et al.</i> (2006)	Australie	tropical humide	tronc	<i>Picea abies</i>	0.032
Mackensen et Bauhus (2003)	Australie	tropical humide	tronc	<i>Pinus radiata</i>	0.069
Ganjegunte <i>et al.</i> (2004)	Nouvelle Zélande	tempéré humide	tronc	<i>Pinus radiata</i>	0.127
Garrett <i>et al.</i> (2008)	Nouvelle Zélande	tempéré très humide	tronc	<i>Pinus radiata</i>	0.074
			souche	<i>Pinus radiata</i>	0.137
			racine	<i>Pinus radiata</i>	0.110
Huang <i>et al.</i> (2005)	Chine	subtropical	racine	<i>Pinus radiata</i>	0.157
Chen <i>et al.</i> (2001)	USA	tempéré chaud et humide à frais et sec	souche	<i>Cunninghamia lanceolata</i> <i>Picea sitchensis</i>	0.027 0.016-0.021
			racine	<i>Pseudotsuga</i>	0.011-0.013
				<i>Pinus contorta</i>	0.025-0.030
				<i>Tsuga heterophylla</i>	0.033-0.049
				<i>Pinus ponderosa</i>	0.073-0.077
Bond-Lamberty et Gower (2008)	Canada	boréal	tronc	<i>Populus tremuloides</i> <i>Picea mariana</i>	0.06 0.05
				<i>Pinus banksiana</i>	0.05
Densmore <i>et al.</i> (2004)	Canada	boréal	tronc	<i>Pseudotsuga</i>	0.02
				<i>Picea sitchensis</i>	0.02
				<i>Tsuga heterophylla</i>	0.03
				<i>Pinus Contorta</i>	0.04
				<i>Thuja plicata</i>	0.01
Herrmann et Prescott (2008)	Canada	montagnard	tronc	<i>Pinus contorta</i>	0.072
				<i>Picea glauca</i>	0.024
Stone <i>et al.</i> (1998)	Canada	marin sec	tronc	<i>Abies lasiocarpa</i> <i>Pseudotsuga menziesii</i>	0.052 0.022

Tableau 9 – Liste non exhaustive des taux de décomposition k (an^{-1}) obtenus à partir du modèle exponentiel

3.1.2 L'émergence de la dynamique bois mort dans la recherche sur les processus géomorphologiques en Amérique du nord

Les recherches dans le monde portant sur les phénomènes d'érosion et de torrentialité ont reçu la plus grande attention (Harmon, 1986). Cette dynamique a émergé principalement en Amérique du nord dans la deuxième moitié du XX^e siècle et plus précisément, depuis 1970 (Piégay *et al.*, 2005), sous l'impulsion des grandes institutions américaines telles que l'Université de Berkeley et le Département de l'Agriculture des États-Unis (USDA).

Dans les rivières, les recherches portaient sur les effets des grosses pièces de bois mort sur la morphologie du chenal et sur la stabilisation des berges. Le transport de bois mort dans les torrents de montagne peut accélérer l'érosion des berges ou au contraire favoriser des zones de dépôt (Keller et Swanson, 1979). Il peut également modifier la morphologie des chenaux et les conditions d'écoulement (Nakamura et Swanson, 1993; Gurnell *et al.*, 2002).

Sur les versants, les chercheurs ont étudié le rôle des arbres renversés par le vent sur les sols, qui modifient ainsi la topographie et créent des microreliefs de quelques mètres (Denny et Goodlett, 1956; Lyford et MacLean, 1966). C'est l'apparition des premières études portant sur les effets du bois mort issu de perturbations naturelles.

Swanston et Swanson (1976) ont étudié les conséquences des coupes forestières sur la production sédimentaire et le transport dans les rivières dus aux coulées de débris résultant de l'érosion et des avalanches dans le nord-ouest pacifique.

En milieu érodé, les recherches sur le rôle du bois mort se sont intensifiées à partir de l'éruption du Mont Saint Helens le 18 mai 1980 dans l'État de Washington aux États-Unis (figure 15), où 50 000 ha de forêt avaient été dévastés (Swanson et Veirs Jr, 1982; Collins *et al.*, 1983).



Figure 15 – Paysage du Mont St Helen et ses 50 000 ha de forêt dévastée par l'éruption en 1980, État de Washington, USA (Cliché Bigot 2010)

A cela s'ajoutent les travaux sur l'effet des coupes forestières sur les glissements de terrain (Bishop et Stevens, 1965; Rice, 1977; Wu *et al.*, 1979; Ziemer, 1981b; O'Loughlin et Ziemer, 1982; Abe et Ziemer, 1991; Sidle et Wu, 1999). Ces études ont particulièrement porté sur la stabilité mécanique des sols forestiers au cours du temps (figure 16). Elles étaient à l'origine des premiers essais de traction sur des racines d'arbres. Ces essais ont démontré que la résistance mécanique des racines évolue en fonction de leur diamètre (Ziemer et Swanston, 1977), de leur nombre (Abe et Ziemer, 1991) et de leur essence (Ziemer et Swanston, 1977; O'Loughlin et Ziemer, 1982).

Ziemer (1981b) considère que la perte de masse des racines évolue proportionnellement à la perte de résistance. Or, cela n'a jamais été prouvé, car aucune étude n'a corrélié la perte de résistance mécanique avec le processus de décomposition du bois.

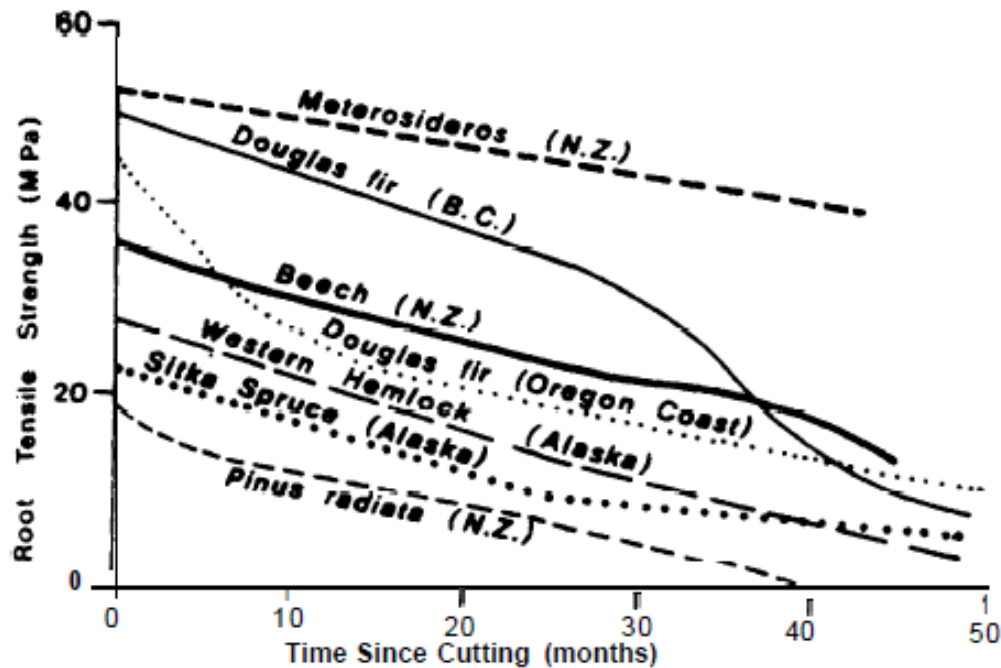


Figure 16 – Courbes représentant la perte de résistance à la traction des racines d'arbres de diverses essences de conifères et de feuillus depuis la date d'abattage (d'après O'Loughlin et Ziemer (1982))

En complément, Ziemer (1981a) estime que les glissements de terrain se réactivent après une coupe dans les peuplements de *P. Contorta* sous climat méditerranéen à partir de sept ans (figure 17). Dans l'Etat de l'Oregon (USA), la plupart des glissements de terrain se réactiverait 3 à 15 ans après la coupe (Sidle et Wu, 1999).

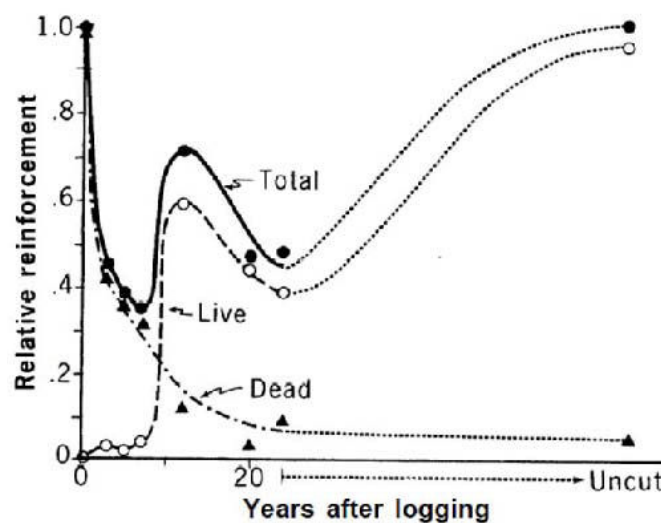


Figure 17 – Stabilisation des sols au bout de 7 ans après une coupe rase (d'après Ziemer (1981a))

3.1.3 L'émergence de la dynamique bois mort dans l'arc alpin

En Europe, il n'y a quasiment pas eu de recherche sur la dynamique du bois mort vis-à-vis des risques naturels en montagne. A partir du début du XXI^e, seules des recherches portant sur l'effet protecteur des chablis contre les chutes de pierres et les avalanches de neige ont été réalisées dans les forêts de protection dans les Alpes Suisses (Frey et Thee, 2002; Kupferschmid Albisetti *et al.*, 2003; Schönenberger *et al.*, 2005).

Concernant la stabilité des sols et des versants, Reinhold *et al.* (2009) estiment que la dégradation des racines conduit à une diminution du facteur de protection et à la réactivation des glissements de terrain, dans les quelques années à quelques décennies après la coupe.

Dans ses recherches, Ammann (2006) et Ammann *et al.* (2009) ont étudié l'efficacité des chablis d'épicéa vis-à-vis des avalanches et de la stabilisation des sols par le système racinaire. Dans ces deux études, les chercheurs ont appliqué la théorie de Ziemer (1981b).

En France, seuls les travaux menés sur la dynamique des rivières et les effets d'embâcle ont permis de mieux comprendre la dynamique du bois mort dans les cours d'eau. Les travaux de Piégay *et al.* (2005) ont notamment souligné son intérêt écologique. Mais encore une fois, aucun de ces travaux ne s'est intéressé au processus de décomposition.

Jusqu'à ce jour, il existe très peu d'études prenant en compte la dynamique du bois mort au sein des processus géomorphologiques dans le monde. A notre connaissance, il n'existe pas d'étude ayant établi une corrélation des propriétés mécaniques et la dynamique de décomposition du bois.

3.2 La cinématique de décomposition du bois

Dans ce chapitre, nous présenterons les facteurs influençant la cinématique de décomposition du bois, ensuite les approches méthodologiques qui permettent d'étudier la dynamique de décomposition du bois, puis enfin les modèles utilisés pour décrire cette décomposition.

3.2.1 Les facteurs influençant la décomposition

Tout d'abord, la cinématique est la partie de la mécanique qui étudie les mouvements des corps en fonction de l'espace et du temps, abstraction faite des forces qui les produisent. La décomposition complète du bois peut atteindre des siècles sous certaines conditions (Kueppers *et al.*, 2004). Garrett *et al.* (2008) estiment que le bois mettrait entre 30 à 200 ans pour se décomposer entièrement jusqu'à la disparition complète de la matière, en fonction des espèces et des diamètres des arbres.

Maser et Trappe (1984) distinguent cinq processus influant la vitesse de décomposition du bois :

- la respiration, qui transforme le carbone en CO₂ par les bactéries, et la décomposition, de la lignine et de la cellulose par les champignons ;
- la transformation biologique : les matières organiques sont métabolisées par les bactéries et les invertébrés ;
- le lessivage : l'eau de pluie ou de fonte des neiges percole à travers le bois et dissout les matières solubles ;
- la fragmentation, l'effondrement et l'affaissement des arbres occasionnés par des facteurs physiques liés à la rupture ou la chute de l'arbre sur le sol (gonflement, alternance gel/dégel, fissures, etc.), et par des facteurs biologiques : bactéries, champignons, scolytes, insectes xylophages et autre invertébrés (oiseaux, mammifères) ;
- les intempéries : dégradation par les facteurs climatiques (neige, pluie, vent).

Mais ces processus dépendent également d'autres facteurs (Parminter, 2002) tels que :

- la cause de la mort de l'arbre : naturelle (maladie, tempête, etc.) ou anthropique (coupe) ;
- les espèces d'arbres et leur résistance à la pourriture en lien avec leur taux de décomposition ;
- les dimensions des pièces de bois (diamètre, longueur).

La décomposition du bois dépend de ces processus qui sont eux-mêmes influencés par plusieurs variables. Tous les auteurs s'accordent sur certaines d'entre-elles, nous les qualifierons ici de théories convergentes, d'autres non, nous les qualifierons de théories divergentes.

Les théories convergentes

Le processus de décomposition du bois varie principalement en fonction des espèces d'arbres (Mattson *et al.*, 1987; Chen *et al.*, 2001; Frey et Thee, 2002; Janisch *et al.*, 2005; Zhou *et al.*, 2007) et des conditions climatiques (Olson, 1963; Harmon, 1986; Mackensen et Bauhus, 2003; Yatskov *et al.*, 2003; Zhou *et al.*, 2007; Zell *et al.*, 2009) des grands biomes terrestres associés aux milieux géographiques (les vallées, les montagnes et les plaines).

Une différence significative des taux de décomposition entre la nature des bois échantillonnés (bois dur/bois tendre) a été mise en évidence. D'une manière générale, les taux de décomposition des conifères sont inférieurs à ceux des feuillus (Garrett *et al.*, 2008; Shorohova *et al.*, 2008). Après la coupe, les conifères augmentent leur production de résine qui s'écoule et offre une très bonne protection contre l'installation des communautés saproxyliques et ralentit ainsi le processus de décomposition (Garrett *et al.*, 2008).

Au contraire, l'écorce favorise l'installation des agents décomposeurs du bois, en particuliers les champignons et les bactéries. Les caractéristiques propres d'une écorce (contenu en tanins et autres biocides ou répulsifs naturels) et le fait qu'elle soit couverte d'algues ou de mousses influent sur la sélection des espèces pionnières qui la coloniseront (Mattson *et al.*, 1987; Chen *et al.*, 2001).

La température et l'humidité sont les facteurs climatiques qui semblent les plus influencer les vitesses de décomposition. Le bois se décompose donc plus rapidement dans les régions tropicales ou subtropicales (Tableau 9).

Le taux de décomposition des grumes au sol de *P. radiata*, principale essence d'Australie et de Tasmanie, varie annuellement en moyenne de $0,074 \text{ an}^{-1}$ (soit 50 ans à 95% de perte de densité) dans les régions tempérées (Ganjegunte *et al.*, 2004) à $0,127 \text{ an}^{-1}$ dans les régions tropicales (Mackensen et Bauhus, 2003) et $0,137 \text{ an}^{-1}$ dans les régions subtropicales (Garrett *et al.*, 2008), soit une décomposition de une à deux fois plus rapide selon la région climatique en lien avec la latitude. Mackensen et Bauhus (2003) ont trouvé une augmentation significative du taux de décomposition du *P. radiata* quand la température annuelle moyenne dépasse les 12°C .

En Russie, les recherches portant sur le *P. Sylvestris* ont montré une variation des taux de décomposition allant de $0,024 \text{ an}^{-1}$ dans la forêt boréale froide et humide (Harmon *et al.*, 2000) à $0,034 \text{ an}^{-1}$ dans les plaines plus humides (Krankina et Harmon, 1995; Yatskov *et al.*, 2003) et $0,039 \text{ an}^{-1}$ dans les vallées alpines de Suède (Freschet *et al.*, 2011).

Nous pouvons retenir que les grumes de *P. abies* semblent se décomposer plus rapidement dans les vallées alpines que dans les plaines avec des taux estimées de $0,033 \text{ an}^{-1}$ (Naesset, 1999a) à $0,027 \text{ an}^{-1}$ (Harmon *et al.*, 2000).

De même, les taux de décomposition du *P. contorta* variant de $0,072 \text{ an}^{-1}$ dans les montagnes canadiennes (Herrmann et Prescott, 2008) à $0,04 \text{ an}^{-1}$ dans les plaines (Densmore *et al.*, 2004).

Le taux de décomposition pour une même essence semble suivre un gradient climatique en lien étroit avec l'altitude. Il est connu que le froid affecte la dynamique de décomposition en gelant l'activité des décomposeurs (Chen et Harmon, 1992). Ainsi, le bois se décomposerait moins rapidement selon l'altitude, des sommets aux plaines en passant par les fonds de vallées. Cependant, ce taux de décomposition pourrait se stabiliser à partir d'une certaine altitude, inconnue à ce jour et certainement variable selon les espèces. Comme cité précédemment, le seul exemple à notre connaissance est l'étude réalisée dans les Alpes Suisse par Herrmann *et al.* (2011) qui montre que les taux de décomposition du *P. abies* évoluent différemment au-dessus et en-dessous de 800 m d'altitude. Au delà de 800 m, la vitesse de décomposition est moindre car le froid limite l'activité des agents décomposeurs.

Enfin, les taux de décomposition sont également différents en fonction du type de rémanent. Pour un même arbre, le temps de décomposition varie entre la souche (partie aérienne) et ses racines, le tronc, ses branches et brindilles. Garrett *et al.* (2008) ont trouvé pour le *P. radiata* en Nouvelle Zélande des taux de décomposition variant de $0,110 \text{ an}^{-1}$ pour les souches, $0,157 \text{ an}^{-1}$ pour les racines et $0,137 \text{ an}^{-1}$ pour les grumes.

Dans l'étude menée par Freschet *et al.* (2011), la partie aérienne des souches de *P. Sylvestris* se décompose presque trois fois plus vite que les racines avec des taux estimés respectivement à $0,039 \text{ an}^{-1}$ et à $0,014 \text{ an}^{-1}$.

Olajuyigbe *et al.* (2011) ont trouvé pour l'Épicéa de Sitka pour les troncs $0,059 \text{ an}^{-1}$, pour les souches $0,048 \text{ an}^{-1}$ et pour les racines $0,036 \text{ an}^{-1}$. De même, Janisch *et al.* (2005) ont constaté que les racines de *P. mendziestii* de petit diamètre [1-3 cm] se décomposaient plus rapidement que les racines de plus gros diamètre (3-8 cm). Or, Janisch *et al.* (2005) n'ont pas trouvé de différence significative entre les taux de décomposition des souches et des troncs.

Les théories divergentes

La décomposition du bois en terme de masse et de volume varie en fonction du diamètre et de la quantité de matériel à décomposer (Naesset, 1999a; Holeksa, 2001; Frey et Thee, 2002; Yatskov *et al.*, 2003; Ganjegunte *et al.*, 2004; Janisch *et al.*, 2005; Shorohova *et al.*, 2008). Certains auteurs s'accordent sur le fait que les pièces de bois ayant un diamètre supérieur à 20 cm mettraient plus de temps à se décomposer que celles ayant un diamètre inférieur (Holeksa, 2001).

Or, pour le cas des grumes, leur position au sol peut affecter les taux de décomposition indépendamment du diamètre. Ainsi, les grumes directement en contact avec le sol se décomposent plus rapidement que celles suspendues par leurs propres branches (Ganjegunte *et al.*, 2004; Naesset, 1999b). Le contact du bois avec le sol et l'humidité favorisent la colonisation par les décomposeurs. Les grumes ayant un diamètre inférieur à 20 cm sont souvent légères et donc surélevées par leur branches. A l'inverse, les grumes ayant un diamètre supérieur sont donc plus lourdes et sont plus facilement en contact avec le sol.

Certains auteurs n'ont d'ailleurs trouvé aucune relation entre le diamètre et le taux de décomposition (Graham et Cromack, 1982; Harmon, 1982; Stone *et al.*, 1998; Herrmann et Prescott, 2008). Mackensen et Bauhus (2003) n'ont pas observé de relation entre le diamètre des grumes échantillonnées de *Pinus radiata* et leur perte de densité au cours du temps. De même, Grove *et al.* (2009) n'ont trouvé aucune relation entre le taux de décomposition et le diamètre des grumes échantillonnées d'*Eucalyptus obliqua* dans les forêts des plaines humides de Tasmanie. Par ailleurs, Grove *et al.* (2009) n'ont trouvé aucune influence de l'origine de la mort de l'arbre (naturelle ou anthropique), car les grumes échantillonnées provenaient à la fois des exploitations forestières, et des incendies de forêts.

Par ailleurs, l'influence d'autres facteurs a été étudiée mais n'a toujours pas été prouvée. Ces facteurs agissent pour la plupart indirectement sur la décomposition du bois. Nous pouvons citer les publications sur l'influence des sols et de leur drainage (Yavitt et Fahey, 1982; Bütler *et al.*, 2007) sur le processus de lessivage décrit par Maser et Trappe (1984). Bütler *et al.* (2007) ont par exemple, observé une variabilité croissante de l'humidité lors de la décomposition des bois au sol, probablement due à l'influence croissante des facteurs liées à la surface du sol (rugosité, pente).

Ainsi, il existe une multitude de variables pouvant influencer la vitesse de décomposition du bois et ce de manière directe ou indirecte. Lors de cette étude, nous nous sommes toutefois intéressés aux facteurs issus des théories convergentes (les espèces étudiées et les conditions

bioclimatiques) dans le but de pouvoir comparer nos résultats avec les précédentes études réalisées sur la perte de densité en fonction du temps.

A présent, nous allons présenter les deux approches méthodologiques utilisées pour étudier la cinématique de décomposition.

3.2.2 Les approches méthodologiques

Pour décrire la cinématique de décomposition du bois, les chercheurs utilisent deux principales approches méthodologiques : les séries temporelles et les séries chrono-séquentielles (Harmon, 1986; Laiho et Prescott, 2004; Enrong *et al.*, 2006; Garrett *et al.*, 2007; Freschet *et al.*, 2011).

Les séries temporelles

La méthode des séries temporelles ou séries chronologiques consiste à étudier la décomposition du bois depuis la date de mort en fonction des principaux paramètres étudiés : volume, masse et densité (Harmon, 1986; Garrett *et al.*, 2007). Ces paramètres sont mesurés régulièrement et permettent de quantifier précisément leur évolution dans le temps. Cette méthode permet d'étudier la décomposition du bois dans l'espace avec par exemple des arbres au sol suspendus par leur branches ou au contraire couchés au sol voire enfouis dans le sol. Cependant, peu de chercheurs ont étudié la décomposition des souches et des racines (Fahey *et al.*, 1988; Ludovici *et al.*, 2002; Garrett *et al.*, 2007).

En général, cette méthode est préconisée dans le cadre d'étude sur la décomposition du bois en milieu naturel sur de longues périodes (Stone *et al.*, 1998). Cette méthode permet d'étudier précisément l'activité biologique des agents décomposeurs appelés communautés saproxyliques (insectes, champignons) qui colonisent le bois. L'avantage principal de cette méthode est de connaître parfaitement l'état initial (physique et chimique) des bois étudiés. Cependant, le bois pouvant mettre plusieurs décennies pour se décomposer, il est impossible d'obtenir des résultats rapidement. Ainsi, seuls les bois de petits diamètres ou les premières années de décomposition sont observés. Mais la cinématique de décomposition ne peut pas être étudiée précisément dans son ensemble et être difficilement comparée facilement avec d'autres études (Freschet *et al.*, 2011).

Cette méthode a été particulièrement utilisée dans des forêts gérées des pays scandinaves. Elle permet d'établir des classes de décomposition (figure 18), utilisées encore aujourd'hui dans les séries chrono-séquentielles pour définir l'état de décomposition de certaines essences quand leur âge n'est pas connu.

Maser et Trappe (1984) identifient cinq classes pour les arbres au sol (*Pseudotsuga*) en fonction de l'évolution des paramètres suivants : état de la texture du bois (compact, friable), couleur, forme, présence d'écorce, présence de brindilles, proportion de bois en contact avec le sol.

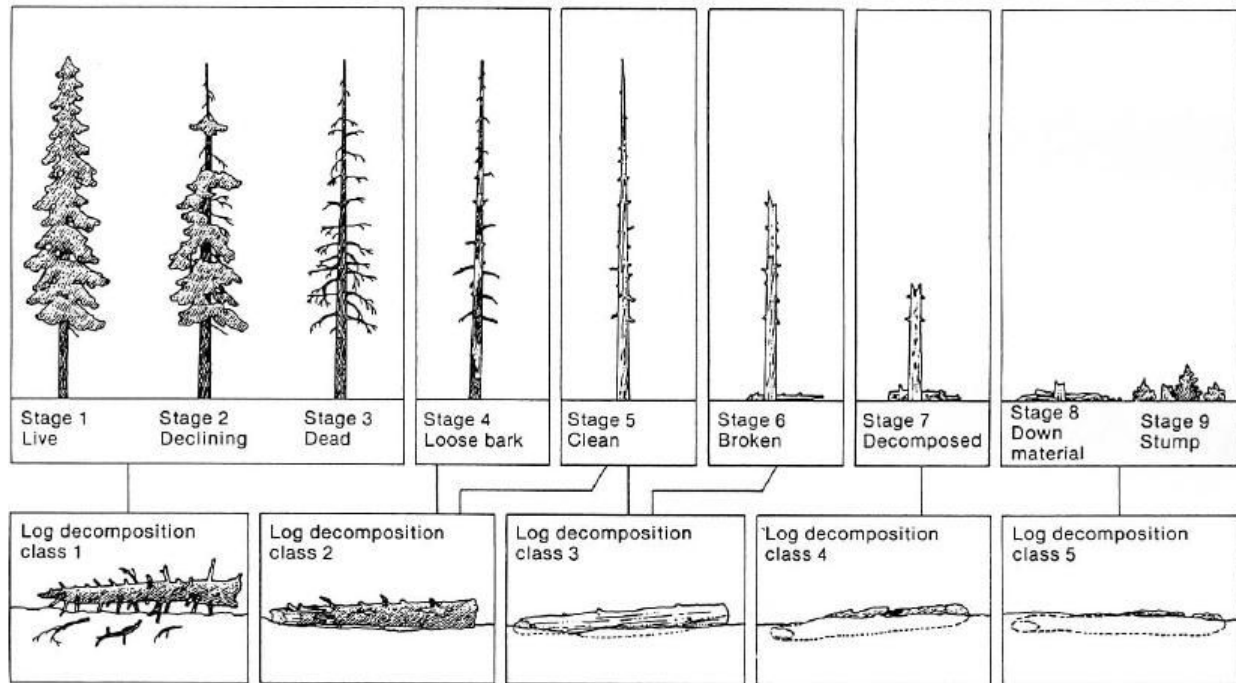


Figure 18 – Classes de décomposition établies pour le *Pseudotsuga* depuis la mort et la chute de l'arbre (d'après Maser et Trappe (1984))

En France, l'IFN (2011) identifie également cinq classes de décomposition (nul, faible, moyen, fort, très fort) en se basant principalement sur deux critères : la présence d'écorce et sa texture (Paillet, 2012). La moitié du volume de bois mort au sol est dans un état de décomposition fort (écorce absente et pourriture moyenne à forte) ou très fort (écorce absente, pourriture complète et forme de la pièce de bois altérée).

Les séries chrono-séquentielles

Les séries chrono-séquentielles permettent d'estimer directement la décomposition du bois. C'est la méthode la plus couramment utilisée pour étudier la décomposition du bois mort ou des rémanents, notamment dans les études récentes portant sur la décomposition des souches et des racines (Huang *et al.*, 2000; Chen *et al.*, 2001; Tobin *et al.*, 2007; Garrett *et al.*, 2008; Shorohova *et al.*, 2008; Melin *et al.*, 2009; Garrett *et al.*, 2010; Olajuyigbe *et al.*, 2011; Preti, 2012).

Cette méthode consiste à étudier la décomposition des rémanents à différentes dates d'abattage (T_0 , T_{10} , T_{20} , etc.) pour obtenir une série chronologique sur de longues périodes. Afin de limiter les erreurs d'appréciation, il est préférable d'échantillonner sur une même parcelle ou sur un même versant ayant des conditions géomorphologiques (altitude, pente, sol, végétation) et climatiques semblables (pluviométrie, température).

Concernant l'année de coupe des rémanents, elle peut être acquise dans les documents d'aménagements forestiers. En France, ces dates proviennent des carnets des coupes ou « sommiers » tenus par les agents forestiers. Dans les forêts de protection en Suisse et en Autriche, les dates de coupes sont recensées et géo-localisées sur fond topographique. Généralement, une phase de validation des dates de coupes recensées a lieu avec les agents forestiers locaux sur les secteurs étudiés (Chen *et al.*, 2000; Ganjegunte *et al.*, 2004; Ludovici *et al.*, 2002).

Cependant, si aucune date de coupe n'est recensée, il existe deux possibilités permettant de l'estimer. Une approche qualitative permet d'estimer la décomposition du bois à partir des classes de décomposition établies à partir de précédentes études. Ces classes permettent de travailler non plus en fonction du temps, mais en fonction de l'état de décomposition des arbres morts ou des rémanents étudiés. Le nombre de classe de décomposition varie de quatre à huit d'une espèce à l'autre (Arnborg, 1942; McCullough, 1948; McFee et Stone, 1966; Maser *et al.*, 1979; Söderström, 1988; Hofgaard, 1993; Muller-Using et Bartsch, 2009).

Une approche quantitative estime la date de coupe à partir de la dendrochronologie (Daniels *et al.*, 1997; Brown *et al.*, 1998; Niklasson, 2002; Richards et Johnson, 2007; Lombardi *et al.*, 2008). La dendrochronologie est la science qui étudie les cernes de croissance des arbres. A partir de cette méthode, la datation croisée des séries chronologiques des souches avec la chronologie de référence obtenues à partir de précédentes études ou d'un échantillonnage sur des arbres vivants issus du même peuplement, permet d'obtenir une date de mort naturelle ou de coupe (figure 19).

A titre d'exemple, Lombardi *et al.* (2008) ont étudié la relation entre les caractéristiques morphologiques des souches de sapin (*A. alba*) et de hêtre (*F. Sylvatica*) et le temps écoulé depuis la mort dans deux peuplements forestiers situés dans l'Apennin central. En utilisant cette technique, cette étude a permis d'assigner de manière robuste, une année de mort à 77% et 69% des souches de sapin et de hêtre échantillonnées.

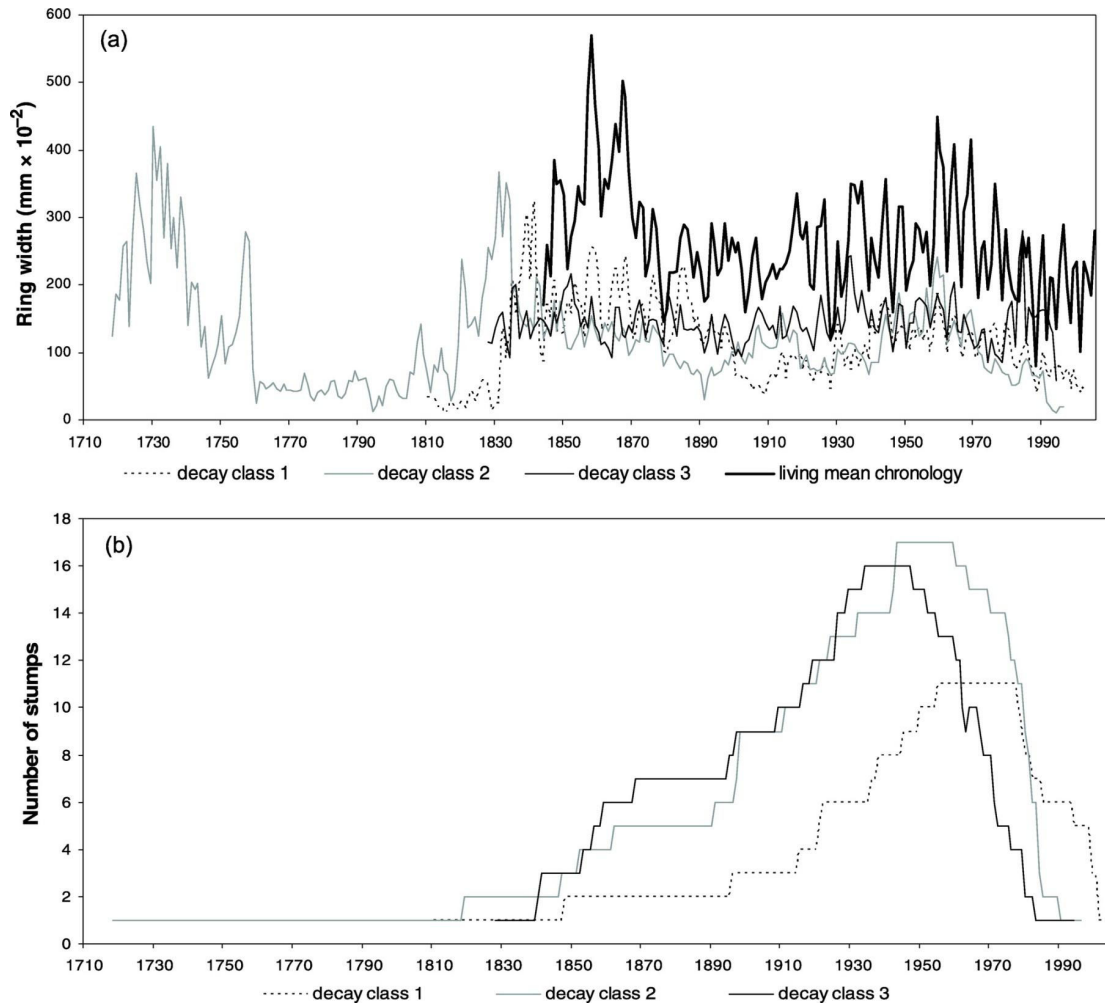


Figure 19 – Exemple de séries chronologiques de références (a) Séries dendrochronologiques de classes de décomposition et chronologie de référence obtenues à partir de hêtre. (b) Nombre de sections d'arbres morts datés dans chaque classe de décomposition (d'après Lombardi *et al.* (2008))

En complément à la dendrochronologie, la méthode de datation au carbone radioactif est utilisée également pour déterminer la date de mort d'arbres sur de plus longues périodes. Cependant cette méthode est peu précise.

Daniels *et al.* (1997) ont appliqué ces deux techniques pour déterminer la date de mort de billons et de chablis de cèdre (*Thuja plicata*) dans les forêts fraîches mésothermales de la zone côtière méridionale de Colombie Britannique. L'année de mort des arbres dont les billons étaient dans les classes 1, 2 et 3 et de tous les chablis fut obtenue par dendrochronologie. La datation croisée des carottes de bois indiquait que les arbres dont elles provenaient étaient morts entre 1 et 279 ans dans le cas des billons et entre 2 et 276 ans dans le cas des chablis. La date de mort des billons dans la classe 4, fut déterminée par la datation au carbone radioactif.

Cette méthode a permis de dater ces arbres morts entre 550 et 1200 ans.

3.2.3 Les modèles

Les modèles présentés ici sont ceux utilisés pour prédire la décomposition du bois en terme de densité. Les principaux modèles sont décrits par Harmon (1986) : le modèle exponentiel, le modèle linéaire et le modèle sigmoïde ou logistique (figure 20).

Le modèle exponentiel est le plus couramment utilisé. Cependant certains auteurs ont contesté ce modèle sur la base que le taux de décomposition n'est pas forcément constant (Harmon *et al.*, 1995; Krankina et Harmon, 1995; Laiho et Prescott, 2004; Mackensen et Bauhus, 2003; Mäkinen *et al.*, 2006). Ils ont identifié un décalage dans le processus de décomposition au cours des premières années suivant la coupe (Harmon *et al.*, 2000; Zhou *et al.*, 2007). Ce décalage est en partie expliqué par la teneur en humidité élevée et le temps de latence nécessaire à l'établissement des communautés saproxyliques composées notamment les bactéries, champignons, insectes et autres invertébrés spécialisés dits xylophages, lignivores ou saproxylophages, etc.

De même, Minderman (1968) a mis en évidence un double et multiple modèle exponentiel parce qu'il a constaté que le bois mort se décomposait à des rythmes différents au fil du temps. Par exemple, le bois de cœur est plus résistant que la duramen et l'aubier (Mackensen et Bauhus, 2003).

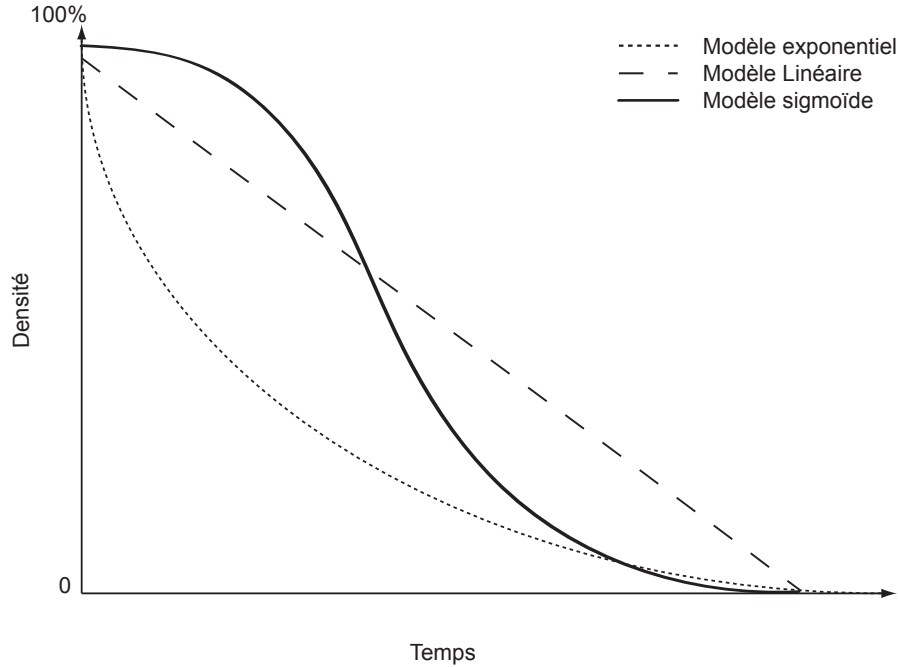


Figure 20 – Représentation graphique des 3 principaux modèles de décomposition issus de la littérature (d'après Freschet *et al.* (2011))

Peu d'études ont estimé la décomposition du bois par le modèle linéaire. Dans une étude réalisée en Nouvelle Zélande, Ganjegunte *et al.* (2004) ont observé que les modèles linéaires et exponentiels étaient aussi robustes pour décrire la décomposition du *P. radiata*.

Le modèle exponentiel est le plus couramment utilisé. Il est représenté par l'équation décrite par Olson (1963) avec y_t représentant la variable calculée (densité, masse, volume) à l'instant t et y_0 représentant la valeur de la variable avant la coupe. La valeur k correspond à la constante de décomposition calculée en fonction du temps t écoulé depuis la coupe.

$$y_t = y_0 e^{-kt} \qquad k = \frac{-\ln[(y_t)/(y_0)]}{t}$$

Le temps de décomposition peut être estimé à 50% et 95% de perte de densité avec :

$$t_{0.5} = \frac{-\ln(0.5)}{k} \qquad t_{0.95} = \frac{-\ln(0.05)}{k}$$

Le modèle linéaire est représenté par l'équation suivante :

$$y_t = 1 - y_0$$

Le modèle sigmoïde est exprimé par l'équation suivante à partir de la méthode des moindres carrés :

$$y_t = \frac{1}{1 + e^{-at}}$$

Ces trois principaux modèles seront utilisés pour corréler les propriétés physiques, chimiques et mécaniques du bois et répondre aux hypothèses que nous présentons maintenant.

3.3 Les hypothèses

De l'analyse de cet état de l'art sur la cinématique de décomposition du bois, nous avons émis trois hypothèses autour desquelles cette thèse a été construite.

3.3.1 L'hypothèse 1

Existe-t-il une corrélation entre les propriétés physico-chimiques du bois et la résistance mécanique ?

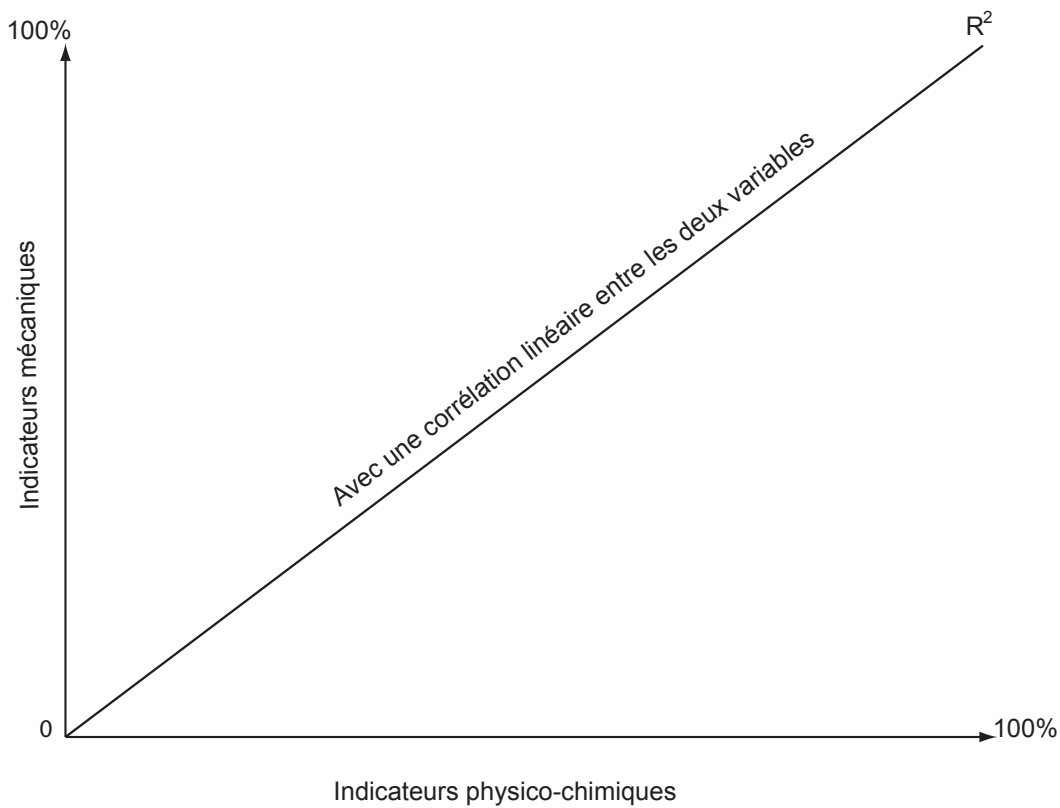


Figure 21 – Représentation graphique de l'hypothèse 1

3.3.2 L'hypothèse 2

La perte de résistance mécanique suit-elle une loi de type décroissance exponentielle ?

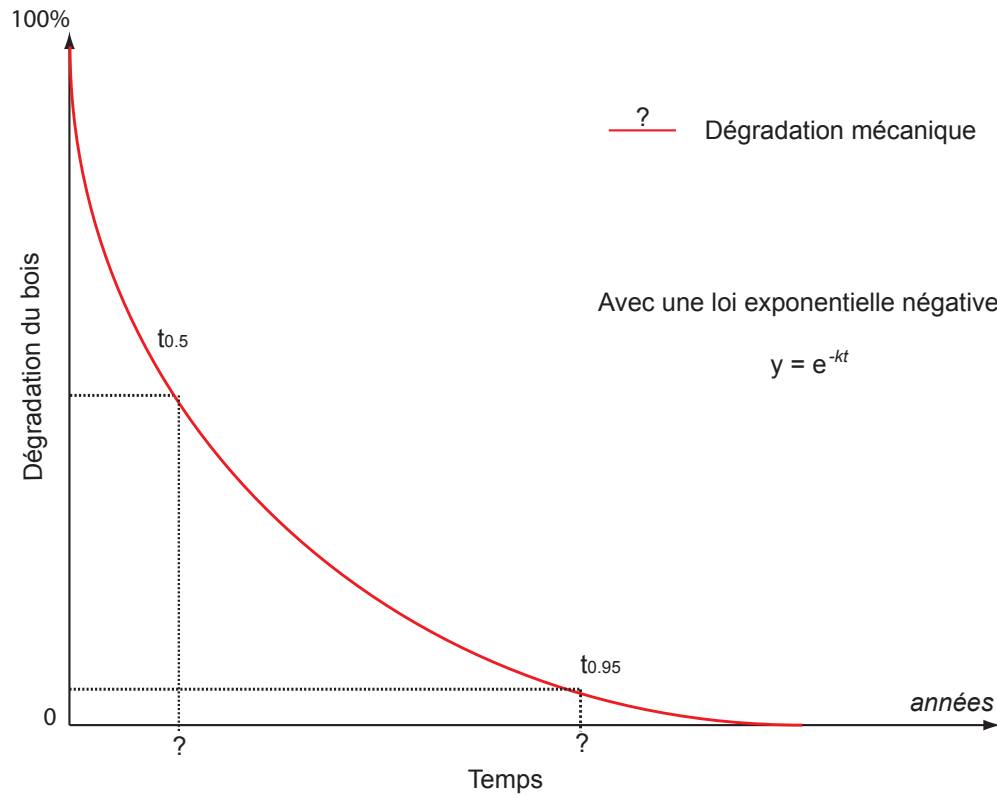


Figure 22 – Représentation graphique de l'hypothèse 2

3.3.3 L'hypothèse 3

La perte de résistance mécanique est-elle plus rapide que celle des propriétés physico-chimiques ?

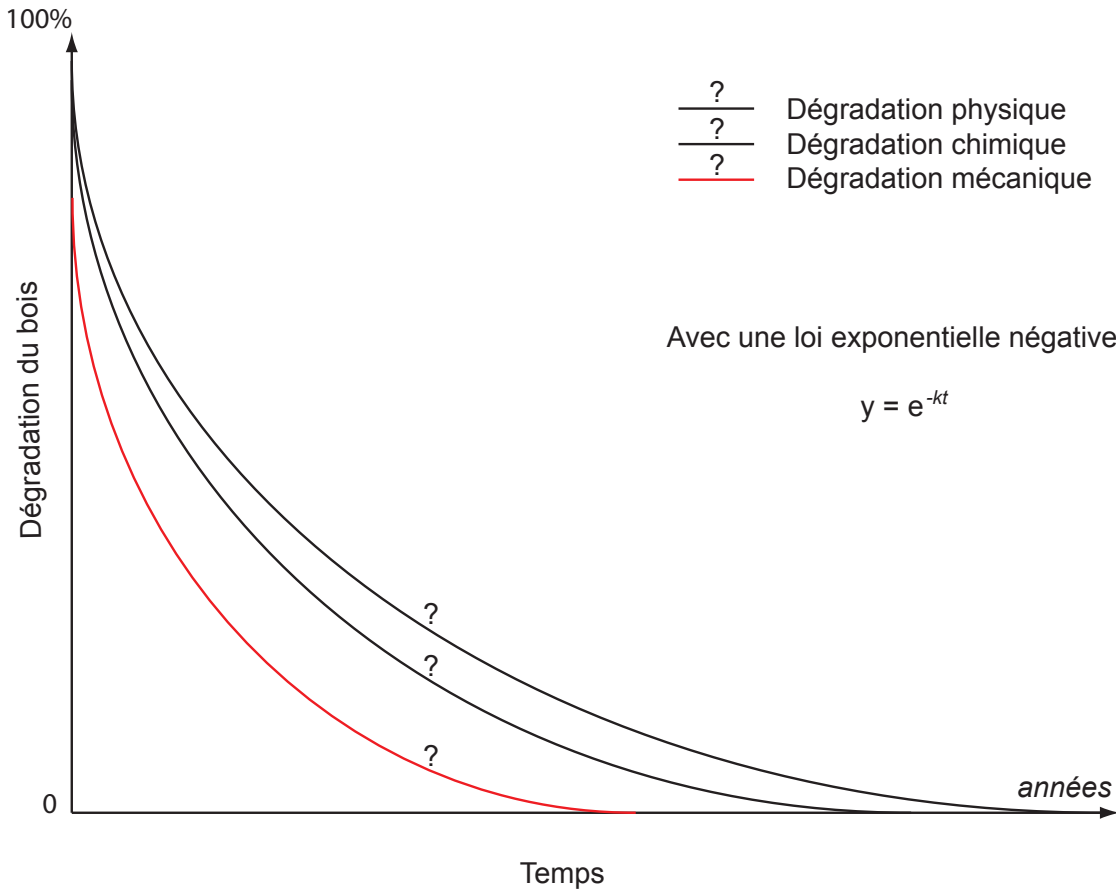


Figure 23 – Représentation graphique de l'hypothèse 3

3.3.4 L'hypothèse 4

Dans les mêmes conditions de milieu et pour une même essence, les différents types de rémanents (souche, racine et grume) ont-ils des cinématiques de décomposition différentes ?

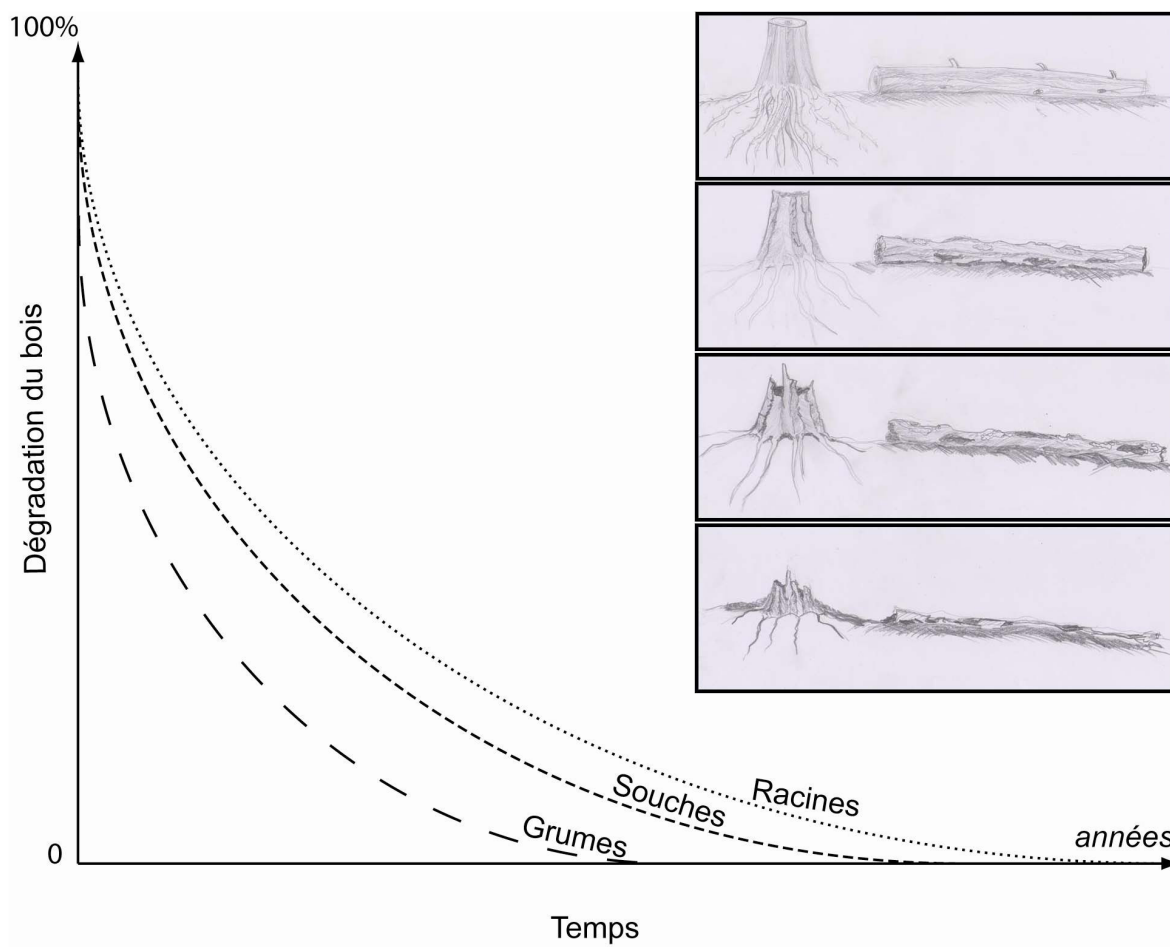


Figure 24 – Représentation graphique de l'hypothèse 4 (Illustration C. Pinget)

3.4 Conclusion

En conclusion de ce chapitre, nous avons vu que les seuls travaux opportuns sur la cinématique de décomposition du bois relèvent des sciences de l'écologie. Cet état de l'art montre qu'il existe très peu d'études sur la dynamique du bois mort au sein des processus géomorphologiques. La majorité des études portent sur le phénomène d'érosion. Mais aucune d'entre-elle ne s'est intéressée au processus de décomposition et ses effets sur la résistance mécanique, et donc aux chocs liés aux chutes de pierres. Il existe donc de nombreuses lacunes sur cette thématique de recherche.

Il ressort de ces précédents travaux des premiers éléments d'information sur les essences étudiées dans cette thèse et les méthodes utilisées pour étudier la cinématique de décomposition du bois en fonction du temps.

Bien que le modèle exponentiel soit le plus souvent cité, il n'y a pas de modèle unique et universel pour estimer et expliquer la décomposition du bois. Le type de modèle utilisé (exponentiel, sigmoïdale ou linéaire) varie principalement en fonction de la variable estimée, des essences d'arbres et des conditions climatiques (température et humidité) qui influent sur le processus de décomposition.

Enfin, pour répondre à notre problématique qui est de savoir s'il existe une corrélation entre le taux de décomposition du bois et sa perte de résistance mécanique, nous avons émis quatre hypothèses de travail autour desquelles nous avons construit le protocole expérimentale qui est présenté dans le chapitre suivant.

Chapitre 4

Méthodologie

Dans ce chapitre, nous présentons la méthodologie que nous avons élaborée pour étudier la cinématique de décomposition du bois en fonction du temps écoulé depuis la coupe de l'arbre. Nous décrivons également la démarche expérimentale, puis les sites échantillonnés, et enfin les différentes méthodes utilisées dans cette thèse.

Sommaire

4.1	La démarche expérimentale	77
4.1.1	Quels indicateurs ?	77
4.1.2	La construction du schéma expérimental	79
4.2	Les sites d'étude	80
4.2.1	Les critères de sélection	80
4.2.2	La localisation des sites	81
4.2.3	Le site dédié au pin noir d'Autriche : le Diois	83
4.2.4	Les sites dédiés à l'épicéa : le Montafon	86
4.2.5	Les sites dédiés au hêtre : le Canton de Neuchâtel et de Schwyz . .	89
4.2.6	Synthèse	91
4.3	Les méthodes de quantifications de la décomposition	92
4.3.1	La description des placettes et des rémanents présents	92
4.3.2	La densité sèche	93
4.3.3	La résistance au forage	95
4.3.4	La résistance à la pénétration	97
4.3.5	Les analyses chimiques	99
4.3.6	Les analyses de la résistance mécanique par les tests d'impact dy- namique	102
4.4	Les outils de traitement	106
4.4.1	Les objectifs	106
4.4.2	Les analyses statistiques	106
4.5	Conclusion	107

4.1 La démarche expérimentale

A partir du précédent état de l'art, nous avons construit un protocole expérimental pour étudier la décomposition physique, chimique et mécanique du bois.

4.1.1 Quels indicateurs ?

Il existe plusieurs méthodes pour déterminer la vitesse de décomposition. Dans cette thèse, cinq méthodes ont été retenues pour construire des indicateurs de décomposition physique, chimique et mécanique du bois (Bigot *et al.*, 2013). Ces méthodes de quantification peuvent être classées en deux grandes catégories : les méthodes directes et celles indirectes. Les méthodes directes permettent d'obtenir une estimation à l'instant présent de la résistance du bois *in situ*. Les méthodes indirectes se réalisent en deux temps : prélèvement des échantillons *in situ* et traitement de ces échantillons en laboratoire par des outils de mesures (spectroscopie IR) ou par des tests mécaniques sur banc d'essai.

A présent, nous présentons les cinq méthodes utilisées dans cette thèse et les indicateurs de décomposition du bois qui leur sont associées :

- parmi les méthodes de quantification directe, la résistance du bois peut se mesurer par forage. Pour cela, plusieurs auteurs ont utilisé un résistographe pour estimer la densité initiale à partir de bois vert (Isik et Li, 2003). Cet outil mesure une densité relative exprimée en pourcentage (%) de l'étendue de la mesure. Dans cette étude, nous avons utilisé un résistographe F-400 pour mesurer la résistance au forage représentant ainsi une densité relative notée DR dans cette thèse. Par définition, la densité est notée ρ ;
- une autre méthode de quantification directe de la résistance du bois *in situ* consiste à projeter une tige d'acier dans le bois à partir d'un pénétromètre. Plusieurs types de pénétromètre existent comme le pilodyn, utilisé également dans de précédentes études pour déterminer la densité initiale du bois vert de manière relative (Sprague *et al.*, 1983; Creed *et al.*, 2004). Dans cette étude, nous avons construit un indicateur de résistance à la pénétration noté RP à partir d'un pilodyn 6 J (joule). Un des objectifs de cette thèse a été d'utiliser le résistographe et le pilodyn, et de définir si l'un ou l'autre de ces outils peut s'appliquer sur du bois en décomposition. Si c'est le cas, elles peuvent être utilisées par un forestier pour évaluer la résistance des ouvrages de génie biologique pare-pierres ou autres (génie végétal, etc.). Plusieurs auteurs ont utilisé ces méthodes pour estimer la densité initiale du bois (Ukrainetz et O'Neill, 2010). Les deux avantages majeurs du résistographe et du pilodyn sont d'estimer directement la résistance du bois *in situ*, et ce de manière non destructive (Creed *et al.*, 2004) ;

- la perte de densité sèche est la méthode indirecte la plus couramment utilisée pour estimer la décomposition physique du bois (Harmon, 1986). La densité sèche sera notée ρ_s ou DS ;
- la spectroscopie infrarouge (IR) est une méthode récente utilisée en laboratoire pour estimer la dégradation chimique du bois par l'activité microbienne (Fackler *et al.*, 2007). Elle est utilisée dans le bois de construction pour mesurer la résistance du bois (Hoffmeyer et Pedersen, 1995). Le domaine spectral du proche IR est le plus couramment utilisé. Dans cette étude, nous avons construit un indicateur de décomposition chimique du bois "Wood Chemical Decay" noté WCD à partir de ces trois principaux constituants : la lignine, la cellulose et l'hémicellulose ;
- les essais mécaniques statiques ou dynamiques permettent de mesurer la résistance mécanique des matériaux. Une plate-forme expérimentale de l'INSA de Lyon a été mise à notre disposition afin de tester la résistance mécanique de billons de bois. Le dispositif expérimental est inspiré des essais de flexion de Charpy (1901). Ce dispositif a permis de mesurer la force absorbée par les billons, représentée par la quantité de mouvement notée fdt . Les résultats de ces essais ont permis de construire un indicateur de résistance mécanique calculé à partir d'une intégrale de la force notée I .

Afin d'estimer la décomposition du bois en fonction du temps à partir de ces cinq méthodes, il était nécessaire de disposer d'un T_0 parfaitement connu, ainsi que des rémanents dont les dates de coupe T_n étaient elles aussi parfaitement connues.

4.1.2 La construction du schéma expérimental

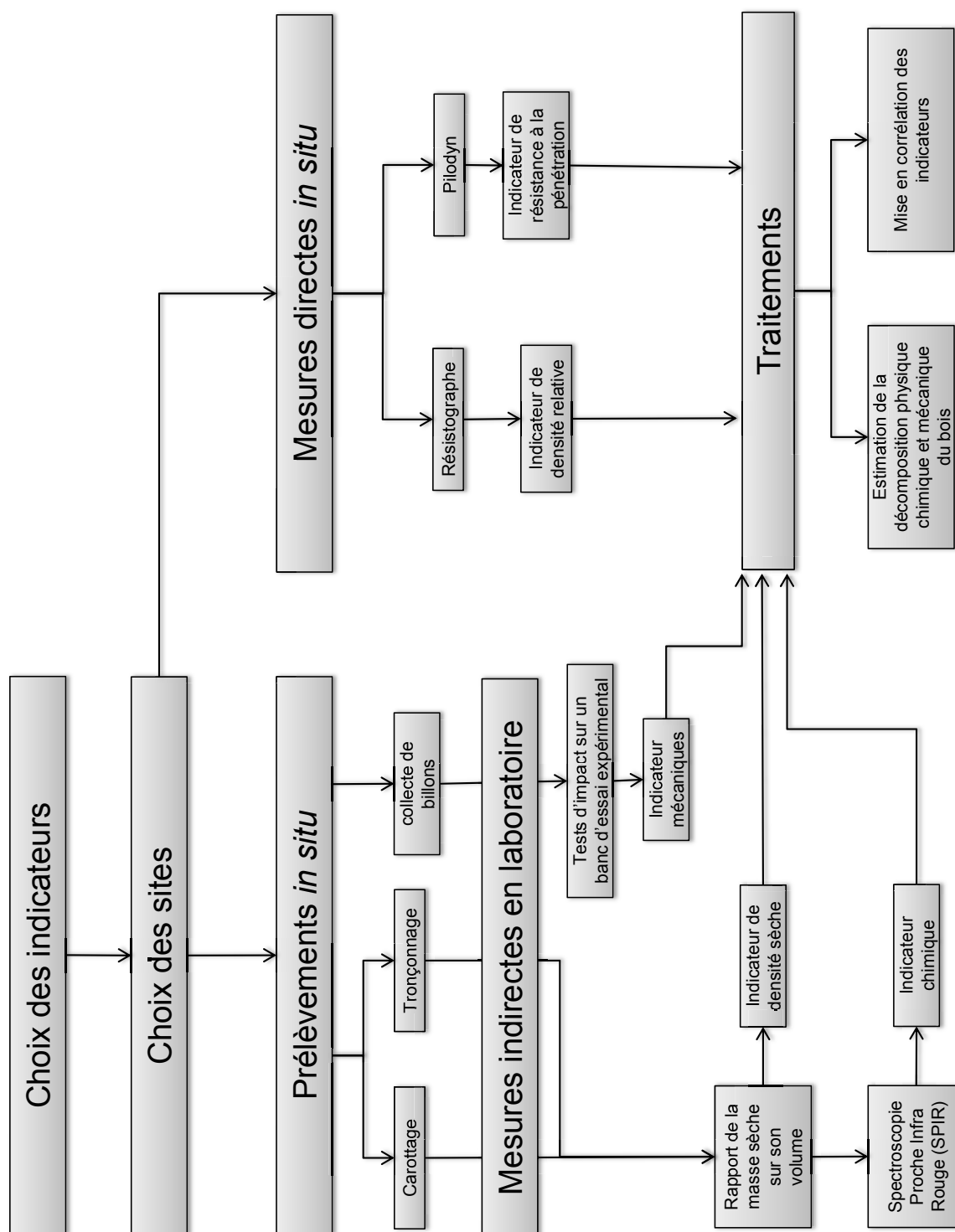


Figure 25 – Schéma expérimental général

4.2 Les sites d'étude

Dans cette partie, nous présentons les critères nécessaires à la réalisation d'une étude chronoséquentielle et qui ont permis de sélectionner les sites que nous décrirons ensuite : le Diois (France), dédié à l'étude du pin noir d'Autriche, le Montafon (Autriche), dédié à l'étude de l'épicéa et les cantons de Neuchâtel et de Schwyz (Suisse), dédiés à l'étude du hêtre.

4.2.1 Les critères de sélection

Six critères ont permis de sélectionner les sites d'étude.

Le premier critère était le potentiel de rémanents exploitables sur un même versant. Pour cela, il devait y avoir à minima dix rémanents par classe d'âge. De plus, les souches devaient être suffisamment hautes afin d'échantillonner avec le résistographe et le pilodyn et de prélever des rondelles à l'aide d'une tronçonneuse.

Le deuxième critère était d'avoir des années de coupe clairement connues et identifiées par site. Il convenait d'avoir plusieurs dates de coupe sur un même site correspondant au nombre d'années écoulées depuis la coupe : 5, 10 ans, ... (T_5 , T_{10} ,...). Les dates de coupe ont été obtenues dans les documents d'aménagement forestier tels que les sommiers en France ou les cartes d'exploitation des coupes en Suisse et en Autriche (Annexe 1). Pour éviter les erreurs d'appréciation, nous nous sommes limités aux parcelles ayant un ou deux passages en coupe maximum afin de différencier clairement les rémanents. Les dates de coupes ont été validées ensuite par des observations de terrain menées en présence des agents forestiers locaux. Pour les trois essences, les chrono-séquences établies depuis la date d'abattage sont supérieures ou égales à 20 ans avec 4 ou 5 passages en coupe.

Le troisième critère était d'avoir des arbres sur pied ou des arbres abattus dans l'année de réalisation de l'étude pour chacune des essences, afin de servir de référence à l'année T_0 .

Le quatrième critère était les contraintes administratives et expérimentales liées aux prélèvements des échantillons. Au cours de notre recherche de sites, nous nous sommes heurtés à la réglementation faite sur certains secteurs tels que la réserve naturelle des Hauts plateaux du Vercors. Nous étions également restreints sur le mode de prélèvement (tronçonnage) qui risquait d'endommager les ouvrages de protection pare-pierres (Suisse et Autriche). Concernant le prélèvement de racines, le nombre de souches pouvant être extraites a été limité à cause du risque d'érosion sur les versants du Diois.

Le cinquième critère était l'accessibilité. Sur les versants de montagne, et d'autant plus sur les versants soumis aux avalanches ou chutes de pierres, la pente est souvent forte. Ainsi, nous avons écarté tous les secteurs trop exposés qui pouvaient mettre en danger les opérateurs

lors des relevés de terrain. De plus, il a fallu tenir compte des conditions météorologiques (neige, forte pluie).

Enfin, la proximité des pistes forestières était notre sixième critère, pour des questions de logistique et de transport du matériel sur le terrain.

Il est important de noter que les aspects géographiques et du biotope (climat, sol, exposition, écosystèmes forestiers, etc.) n'ont pas fait partie de ces critères de sélection. Nous retrouverons ces aspects dans les perspectives. Ce travail de thèse étant une première approche au sein des processus biogéomorphologiques, nous avons étudié la cinématique de décomposition du bois à l'échelle de l'individu arbre (Cf. 2.2.1). Pour cela, nous avons étudié la décomposition de trois essences parmi les plus présentes dans l'arc Alpin et souvent utilisées dans le contexte de protection : le hêtre (*Fagus sylvatica*), l'épicéa (*Picea abies*) et le pin noir d'Autriche (*Pinus nigra*).

4.2.2 La localisation des sites

Lors de cette recherche, nous avons sollicité les partenaires du projet européen Interreg Manfred afin de sélectionner des sites d'études (figure 26).

En France, la forêt de St Genis [latitude : 44 ° 79' ; longitude : 5 ° 37'] dans le Diois est une pinède issue des plantations RTM de la fin du XIX^e siècle pour lutter contre l'érosion. Étant le site le plus proche du centre Irstea régional de Grenoble, il nous a permis de tester et de valider le protocole expérimental mis en place. Ce site nous a facilité également la mise en œuvre d'expérimentations comme le déracinement de souches et l'extraction de racines, ou encore les questions de logistique pour le transport des billons de bois destinés aux tests d'impacts à la plate forme expérimentale de l'INSA de Lyon.

En Autriche, les forêts de Rodunderwald près de Schröns [latitude : 47 ° 08' ; longitude : 9 ° 88'] et de Seggeswald près de Gaschurn [latitude : 47 ° 06' , longitude : 10 ° 02'] sont des pessières présentes dans la région sud du Vorarlberg appelée le Montafon. Elles sont représentatives de nombreux ouvrages biologiques pare-pierres composés de souches hautes et de grumes au sol.

En suisse, les forêts de Boudry dans le canton de Neuchâtel [latitude : 46 ° 96' ; longitude : 6 ° 77'] et de Stöckwald sur le mont Rigi dans le canton de Schwyz [latitude : 47 ° 06' ; longitude : 8 ° 49'] sont constituées majoritairement de hêtres. Ces forêts sont également soumises à des risques naturels dont les chutes de blocs. Les souches sont coupées le plus haut possible et elles représentent ainsi de nombreux d'échantillons exploitables.

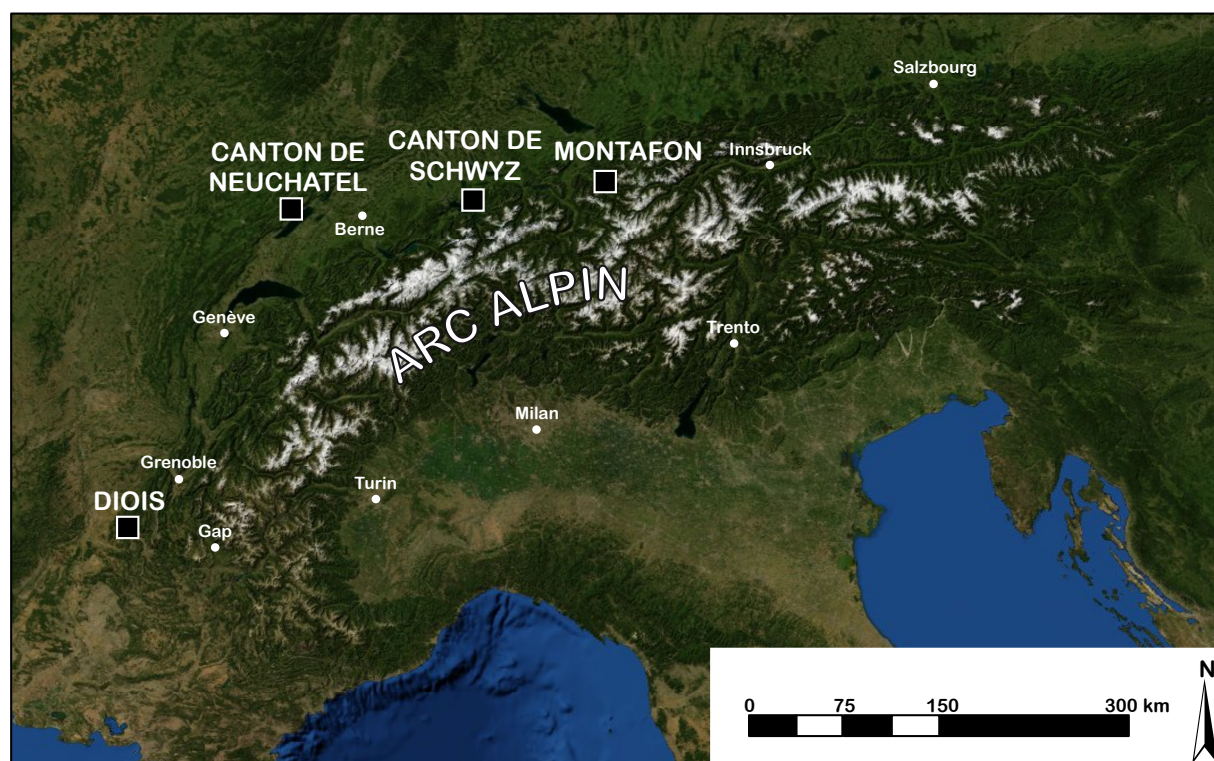


Figure 26 – Localisation des sites d'études dans l'Arc alpin

4.2.3 Le site dédié au pin noir d'Autriche : le Diois

La forêt domaniale de Saint Genis se situe au sein des montagnes du Diois dans les pré-Alpes du Sud françaises. Elle s'étend sur une surface de 16,65 km². Le Diois constitue le bassin versant de la rivière Drôme et de ses affluents (figure 27). Ces montagnes ont des reliefs prononcés avec une altitude maximale de 2000 m et un substrat sédimentaire constitué de roche calcaire mésozoïque et de marnes assujetties à l'érosion active et naturellement instable (Masseport, 1960). Les glissements de terrain sont très présents sur les versants des montagnes du Diois de part la forte érodabilité de ces sols. Ils représentent le risque majeur présent sur ces versants.

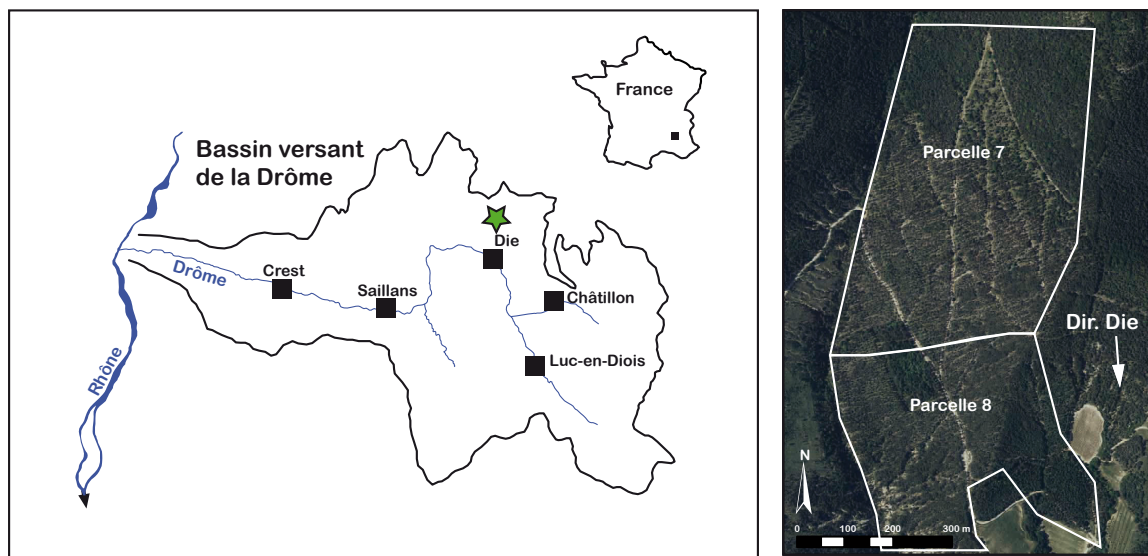


Figure 27 – Localisation de la forêt de Saint Genis au nord de Die, Drôme, France

Cette région est soumise à un climat de montagne méditerranéen caractérisé par des orages violents occasionnels, des inondations, des chutes de neige et la sécheresse en été. Les températures annuelles moyennes relevées à la station de Die sont de 11,3 °C [min = -2,1 ; max = 28,8] à 418 m d'altitude et 11,3 °C [min = -0,6 ; max = 27,5] ramenées à 600 m d'altitude. Les précipitations annuelles moyennes relevées à la station de Die sont de 885 mm et 940 mm ramenées à 600 m d'altitude (Corcket, 2000).

Le Diois est une des première région ayant bénéficié des travaux de reboisement des services RTM (Restauration des Terrains en Montagne) en 1860 pour augmenter la couverture forestière sur les versants alpins afin de lutter contre l'érosion et le risque torrentiel (Bravard, 2002a; Liébault et Piégay, 2002).



Figure 28 – Extraction de souches à la pelle mécanique, Forêt de Saint Genis, France (cliché Bigot, 2012)

La forêt de Saint Genis est composée en grande majorité de pins noirs d'Autriche issus des plantations RTM. Le pin noir d'Autriche (*Pinus nigra*) est un conifère massivement introduit pour lutter contre l'érosion sur les sols calcaires et marneux de part son enracinement puissant. Les utilisations principales sont la pâte à papier, l'emballage, la caisserie, la palette, le poteau et plus rarement la charpente. Au niveau sanitaire, le pin noir est particulièrement sensible depuis plusieurs décennies aux attaques de gui et de chenilles processionnaires.

Nous le trouvons généralement entre les étages méso-méditerranéens supérieurs et montagnards moyen avec une préférence pour l'étage supra-méditerranéen. Sa régénération naturelle est limitée, dépendant surtout de l'altitude et de l'exposition. L'étage supra-méditerranéen et les versants situés sur l'ubac sont des conditions qu'il semble le plus apprécier. Dans son jeune âge, le pin noir d'Autriche déploie un système racinaire pivotant qui se transforme très vite en racines traçantes, lui permettant de s'accrocher dans les terrains difficiles ou les zones érodées (D'Epenou, 1994; Chiatante *et al.*, 2004).

La densité de son bois est comprise entre 0,400 et 0,600 kg/dm³. Nous n'avons pas trouvé d'information dans la littérature scientifique sur son taux de décomposition.

L'échantillonnage a été effectué sur deux parcelles (7 et 8) durant l'été 2010 sur la partie

aérienne des souches et 2011 sur les racines extraites à partir de ces mêmes souches (figure 28).

La parcelle 7 contient des souches dont les coupes datent de 1997 et 2009 et la parcelle 8 contient des souches de 1992 et 2006. Le site se caractérise par une chrono-séquence de 19 ans pour la partie aérienne des souches avec des dates de coupe correspondant à T_0 , T_2 , T_5 , T_{14} , T_{19} , et de 20 ans pour les racines (échantillonnées l'année suivante) avec des dates de coupe correspondant à T_0 , T_3 , T_6 , T_{15} , T_{20} . De plus, vingt arbres vivants de référence à T_0 ont été échantillonnés sur ces deux parcelles.

Concernant les billons utilisés pour les tests d'impacts, nous avons récupéré des grumes au sol issues de précédentes coupes et de chablis présents sur le site. Une chrono-séquence de 10 ans a pu être établie avec des dates de coupe correspondant à T_0 , T_3 , T_6 , T_{10} .

4.2.4 Les sites dédiés à l'épicéa : le Montafon

Deux sites ont été retenus dans la région du Montafon qui fait partie de la région sud du Vorarlberg, la province la plus occidentale d'Autriche (figure 29) : la forêt de Rodunderwald près de la ville de Schrüns (site 1) et la forêt de Seggeswald près de la ville de Gaschurn (site 2). Le Montafon s'étend dans le nord jusqu'à Walgau correspondant aux basses terres de la rivière Ill (Roekpke et Krause, 2013). Le Montafon couvre une superficie de 533 km² de terrains montagneux. Les altitudes varient entre 580 m près Lorüns et 3312 m au sommet du Piz Buin. La région du Montafon comprend 50 % de prairies alpines, 23 % de forêts, 20 % de toundra alpine et 7 % de terres agricoles et d'espaces urbains (Dorren, 2003).

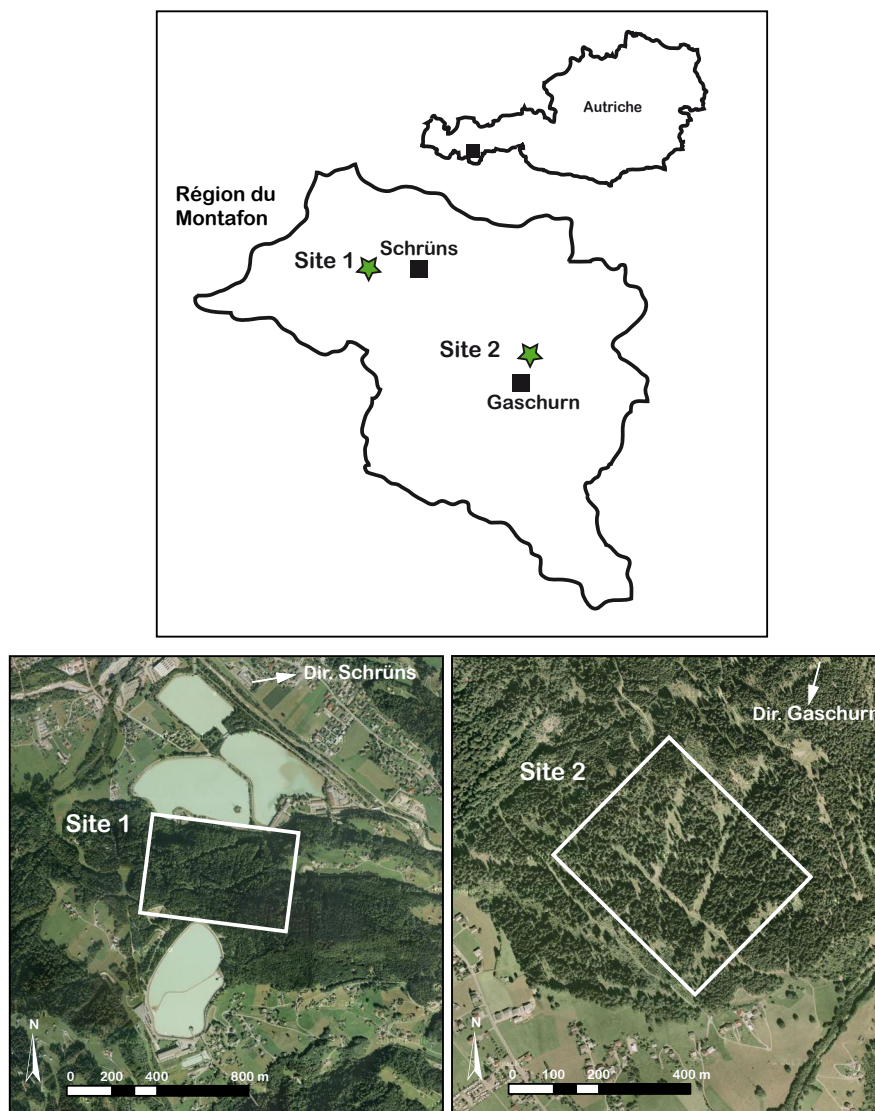


Figure 29 – Localisation des sites en Autriche

Cette région est soumise à un climat à la fois subocéanique et sous-continental, avec des précipitations annuelles qui varient entre 1200 mm et 1700 mm (source : Vorarlberger Illwerke, Schruns). La température moyenne en hiver est comprise entre 0 et -5 °C et la température estivale moyenne est comprise entre 7 et 17 °C. L'effet de Föhn joue un rôle important dans la partie inférieure de la région de Montafon. Ainsi, l'évaporation annuelle totale varie entre 250 mm et 400 mm d'eau, soit environ 25% des précipitations.

Aujourd'hui, la zone de pâturage est située à environ 1450 m d'altitude. La limite inférieure (1300-1450 m d'altitude) est décrite par l'ancienne zone minière avec ses terrils, des restes de l'exploitation minière et des carrières. Après l'abandon des activités minières, cette région a principalement été utilisée comme prairies et pâturages.

En deçà, l'étage montagnard situé entre 500 m et 1200 m d'altitude est constitué de forêts mixtes prédominantes, de même que de forêts de conifères principalement composées de *Picea abies* jusque dans l'étage sub-alpin compris entre 1200 m et 1900 m d'altitude.

L'épicéa (*Picea abies*) est un conifère particulièrement résistant au froid des hautes altitudes de l'étage montagnard supérieur et subalpin. Il est rarement présent dans les basses altitudes où il montre une sensibilité à la sécheresse et à la chaleur estivale. L'épicéa est utilisé pour la pâte à papier, la caisserie, la charpente et la menuiserie. Les rémanents (souches et grumes) sont beaucoup utilisés en Autriche et en Suisse pour créer des ouvrages de protection contre les chutes de blocs et les avalanches (figure 30).

L'épicéa apprécie les sols siliceux, mais également calcaires. Il présente de bonnes qualités mécaniques avec une densité de 0,38 à 0,54 kg/dm³, mais il est sensible aux attaques de champignons et au scolytes (typographe). Son taux de décomposition moyen est compris entre 0,027 an⁻¹ en Russie (Harmon *et al.*, 2000) et 0,052 an⁻¹ en Finlande (Shorohova *et al.*, 2008).



Figure 30 – Peuplement d'épicéa dans la forêt de Seggeswald , Gaschurn, Autriche (cliché Bigot, 2012)

Au sein des deux sites, cinq parcelles ont permis d'échantillonner des souches et des grumes au sol servant de protection contre les chutes de pierres et les avalanches. Nous avons établi une chrono-séquence sur 22 ans entre 1990 et 2012 avec des dates de coupe correspondant à T_0 , T_4 , T_7 , T_{11} , T_{16} , T_{22} .

4.2.5 Les sites dédiés au hêtre : le Canton de Neuchâtel et de Schwyz

En Suisse, deux sites ont été retenus pour étudier et comparer la décomposition de souches de hêtre dans deux vallées distinctes.

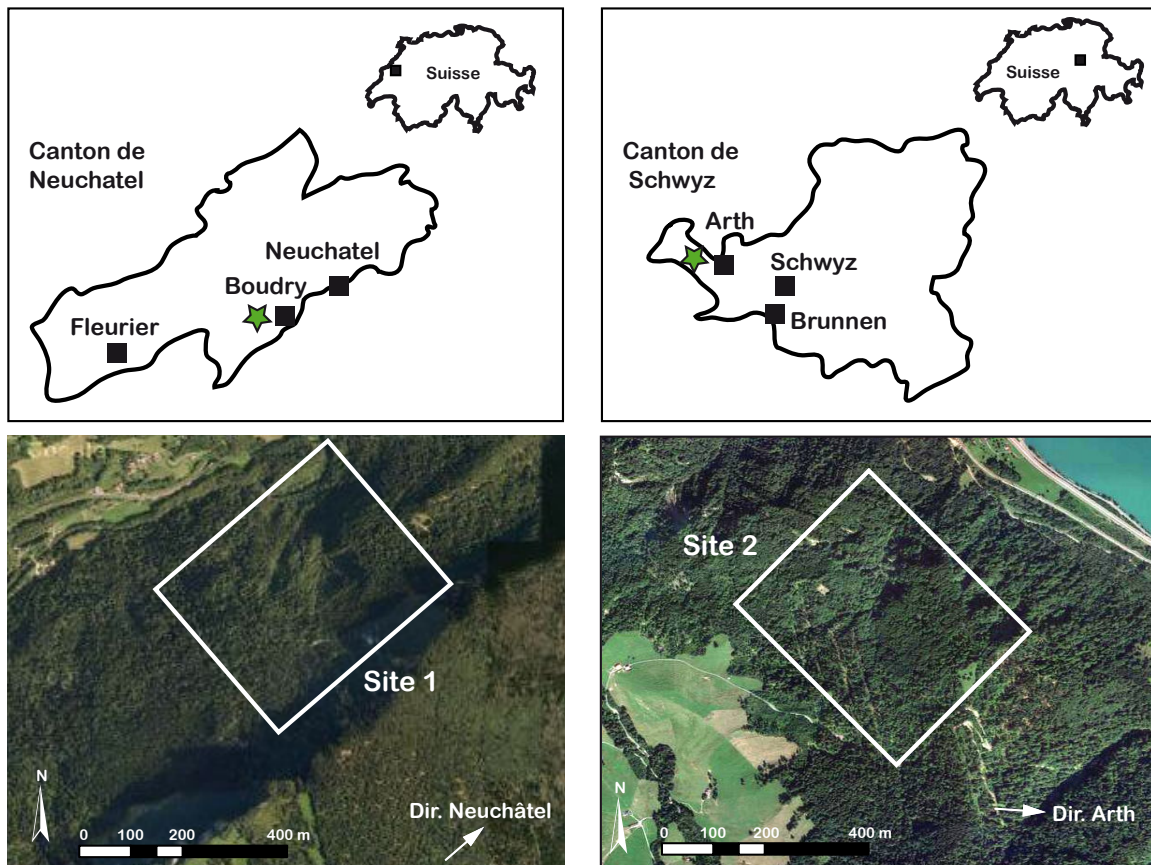


Figure 31 – Localisation des sites d'études en Suisse : la photo de gauche représente la forêt d'Areuse dans le canton de Neuchâtel, celle de droite représente la forêt de Rigi dans le canton de Schwyz

Le premier site (site 1) est localisé dans la forêt de Boudry dans le secteur des gorges d'Areuse dans le canton de Neuchâtel (figure 31). La forêt de Boudry se situe dans l'ouest de la Suisse au pied des premiers versants jurassiens (Barbalat, 1998). Le climat est relativement doux et comparable à l'ensemble du plateau suisse.

La forêt de Stochwald (site 2) sur le Mont Rigi dans le canton de Schwyz est le deuxième site d'étude. Le Mont Rigi culmine à 1800 m d'altitude. il est situé à 15 km au Nord-Ouest

de la ville de Luzerne. Ce massif, situé sur la bordure supérieure des Alpes suisses, compte de nombreux éboulements et de crues torrentielles en raison de précipitations annuelles élevées (Kienholz et Mani, 1994). Ces phénomènes génèrent de sérieux dégâts sur la voie ferrée du Gothard qui est un axe de circulation très important. En effet, il s'agit du tunnel routier le plus long des Alpes et le troisième au niveau mondial. Inauguré en 1980, il représente non seulement un point névralgique au niveau national mais également sur le plan international, les 2/3 des mouvements étant constitués de trafic de transit.

Le hêtre (*Fagus sylvatica*) est un feuillu bien adapté aux températures moyennes (de 7,5 à 10°C /an) et aux pluviométries modérées (de 850 à 1300 mm/an). Cet arbre est présent entre 600 et 1600 m d'altitude. Il a un enracinement puissant qui lui permet de se trouver sur des sols superficiels et des éboulis. Cependant, il n'est pas à son aise sur des terrains trop humides. Il a la particularité de s'adapter à tout type de sol (calcaire, grès). Il présente de bonnes qualités mécaniques mais peu durables. Le bois de hêtre est dur et dense, avec une densité moyenne de 0,71 kg/dm³. Dans le cadre des chutes de blocs, sa résistance est supérieure de 30 à 50 % à celle des conifères. Cependant, sa décomposition semble être plus rapide que celle des conifères avec un taux de décomposition moyen de 0,089 an⁻¹ (Muller-Using et Bartsch, 2009).



Figure 32 – Peuplement de hêtre dans la forêt d'Areuse, Suisse (cliché Bigot, 2011)(cliché Bigot, 2012)

Dans ces deux forêts, l'échantillonnage a été réalisé sur une chrono-séquence de 13 ans entre 1998 et 2011 avec T_0 , T_6 , T_8 , T_{13} , pour le site 1, et de 22 ans entre 1989 et 2011 avec T_0 , T_4 , T_7 , T_{12} , T_{22} pour le site 2.

4.2.6 Synthèse

Au total, près de 557 rémanents ont été échantillonnés dans ce travail de thèse. Le tableau suivant (tableau 10) récapitule l'ensemble des données acquises sur chaque site d'étude.

	Diois	Montafon	Neuchâtel	Schwyz
Partenaires	ONF de Die	Stand Montafon	Université de Berne	
Espèces	<i>Pinus nigra</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	
Types de rémanents	Souches, racines, grumes	Grumes, souches	Souches	
Nombre d'individus	93 134 37	105 45	71	72
Diamètres moyens (cm)	23 3 15	53 55	35	44
Chronoséquences (an)	19 20 10	22	13	22
Altitudes (m)	592	800	740	665
Expositions	SE	NE SW	S	NE
Pente ($^{\circ}$)	11	38	32	34
Types de sol	Marno-calcaire	Calcaire et cristallin	Rendzine	Regosol
Température (moyenne/an)	11,3	8	7,7	7,4
Pluviométrie (moyenne/an)	940	1300	1300	1300

Tableau 10 – Caractéristiques géographiques des sites d'études

4.3 Les méthodes de quantifications de la décomposition

4.3.1 La description des placettes et des rémanents présents

Un certain nombre d'observations et de mesures ont été réalisées avant chaque prélèvement. Elles ont été notées sur les feuilles de relevés de terrain spécifiques à cette étude (Annexe 2). Il est important de noter que l'écorce n'a pas été prise en compte, et qu'elle a même été préalablement enlevée avant chaque mesure.

A l'échelle de la placette, nous avons procédé à une description générale du site à travers un référencement géographique et forestier : altitude, pente, exposition, type de sol, numéro de parcelle, espèce d'arbre présente, type de peuplement. Un schéma de chaque parcelle échantillonnée a été réalisé pour caractériser l'organisation du site.

A l'échelle des rémanents, nous avons décrits chaque élément (souches, grumes, racines) de manière qualitative et nous les avons classés en fonction de leur état de décomposition d'après les précédentes classes établies sur l'épicéa et le hêtre par Maser et Trappe (1984), Bütler *et al.* (2007), Melin *et al.* (2009) et Muller-Using et Bartsch (2009).

Dans cette thèse, l'état de dégradation du bois a été défini en fonction des quatre critères suivants :

- l'apparence et l'aspect physiologique du bois (intact, partiellement décomposé, etc.) ;
- la présence d'écorce (totale, partielle, absente) ;
- le contact des grumes avec le sol ;
- la présence ou non de faune et de flore (insectes, mousse, etc.).

Enfin, les caractéristiques dendrométriques telles que le diamètre et la longueur ou la hauteur de chaque rémanent ont été mesurées à l'aide d'un décamètre et d'un ruban forestier. Pour les arbres vivants, nous avons mesuré uniquement le diamètre des arbres à hauteur de poitrine (DHP) soit environ 1,30 m de haut. Pour la partie aérienne des souches, nous avons mesuré leur hauteur à partir du sol côté amont et côté aval. Nous avons mesuré leur diamètre à mi-hauteur. Pour la partie souterraine, nous avons prélevé les racines supérieures ou égales à 1 cm de diamètre. Nous les avons débitées en tronçons de 10 cm de long. Pour les grumes au sol, nous avons mesuré leur longueur totale depuis l'extrémité coupée de la souche. Les billons du Diois utilisés pour les tests d'impacts ont été récupérés à partir des grumes au sol. Ils ont été débités en tronçons de longueur égale à 1,30 m, répondant ainsi aux dimensions du châssis expérimental.

4.3.2 La densité sèche

La densité sèche (ρ_s) notée *DS* dans cette thèse, ou masse volumique sèche, caractérise la masse (m) d'un matériau anhydre par unité de volume (V). L'unité de mesure est le kilogramme par mètre cube (kg/m³) , mais on utilise également le kg/dm³. Elle est calculée par le rapport de la masse de la pièce de bois préalablement séchée en étuve (ms) sur son volume (V) (Naesset, 1999a; Harmon *et al.*, 2000; Yatskov *et al.*, 2003; Ganjegunte *et al.*, 2004).

$$\rho_s = \frac{m_s}{V}$$

Nous avons utilisé deux méthodes de prélèvements pour déterminer la densité sèche. Pour les arbres vivants ou fraîchement abattus, le prélèvement a été réalisé à l'aide d'une tarière de Pressler (figure 33). Cette tarière permet de récolter une carotte de bois de diamètre égal à 5,15 mm et d'une longueur variable en fonction du diamètre de l'arbre.



Figure 33 – Prélèvement d'un échantillon de bois par carottage (Cliché Mermin, 2012)

Pour les souches et les grumes, une rondelle de bois a été prélevée à l'aide d'une tronçonneuse (figure 34a). Pour les racines, les prélèvements ont été effectués avec une scie à main. En fonction de la qualité des échantillons, ceux qui étaient fortement dégradés et friables, étaient placés dans un sac plastique de congélation (figure 34b).



Figure 34 – (a)Prélèvement des échantillons à la tronçonneuse, (b) transport et (c) détermination de leur volume (Cliché Bigot, 2011 et Berger, 2012)

Préalablement, un test de validité a permis de vérifier si les deux méthodes (carottage et tronçonnage) donnaient des résultats similaires. Pour cela, nous avons effectué ce test sur une vingtaine de souches sur le site d'Areuse localisé dans le canton de Neuchâtel (Suisse). La densité sèche moyenne obtenue à partir du carottage est de $0,657 \text{ kg/dm}^3$ et de $0,663 \text{ kg/dm}^3$ à partir du tronçonnage. Nous avons donc trouvé des résultats quasi similaire et nous avons validé ces deux méthodes pour l'estimation de la perte de densité sèche sur les arbres vivants et les rémanents.

Pour déterminer la masse sèche d'un échantillon, trois étapes sont nécessaires : le pesage initial de la masse totale de l'échantillon, le séchage en étuve, et le pesage de l'échantillon sec. Les pesages ont été effectués à l'aide d'une balance Sartorius Basic avec une capacité maximum de 610 g et une précision $\pm 1 \text{ g}$. Pour déterminer le temps de séchage, nous avons séché les échantillons en étuve à 80°C jusqu'à obtenir un poids constant. Nous avons déterminé un temps de séchage pour chacune des essences étudiées variant entre 48h et 72h. Dans la littérature, le temps de séchage est de 48 h et la température est généralement comprise entre 70°C (Guo *et al.*, 2006; Beets *et al.*, 2008; Garrett *et al.*, 2008) et 80°C (Herrmann et Prescott, 2008; Melin *et al.*, 2009; Olajuyigbe *et al.*, 2011).

Pour déterminer les volumes des échantillons, nous avons utilisé deux méthodes :

- pour les arbres vivants, nous avons cubé les carottes de bois comme étant des cylindres en utilisant la formule suivante :

$$V = L * \frac{\pi(Diam)^2}{4}$$

avec (V) correspondant au volume (exprimé ici en dm^3) ; (L) la longueur de la carotte (cm) ; ($Diam$) son diamètre (cm).

- pour déterminer le volume des échantillons extraits avec une tronçonneuse ou une scie, nous avons utilisé le principe d'Archimède qui consiste à déterminer le volume de l'échantillon après l'avoir immergé dans l'eau (Fig. 34c). Cette méthode, facile et rapide à mettre en œuvre est couramment employée dans les travaux menés sur le bois mort (Olesen, 1971; Krankina et Harmon, 1995; Harmon *et al.*, 2000; Guo *et al.*, 2006). Cependant, elle a tendance à surestimer la densité sèche car la présence de cavité, de creux ou de vide au sein du rémanent ne sont pas pris en compte (Mackensen et Bauhus, 2003; Creed *et al.*, 2004; Grove *et al.*, 2009; Melin *et al.*, 2009; Freschet *et al.*, 2011; Mäkipää et Linkosalo, 2011).

4.3.3 La résistance au forage

Les forestiers ont besoin de connaître l'état sanitaire des arbres. Un des moyens techniques utilisés est de quantifier la résistance du bois. Dans ce travail de thèse, nous avons utilisé un résistographe F-400 qui permet de mesurer aisément la résistance du bois de manière non destructive (Fig. 35). La mesure effectuée par cet outil est basée sur la caractérisation de la résistance au forage d'une aiguille métallique de 3 mm de diamètre et de 40 cm de long. Cette aiguille est enfoncée dans le bois avec une force constante, à l'aide d'un dispositif de type perceuse montée sur batteries, qui permet à cet appareil de le rendre portable (Isik et Li, 2003). La mesure s'effectue perpendiculairement par rapport au diamètre de la souche ou de la grume. Cet outil est couramment utilisé par les arboriculteurs et les ingénieurs forestiers afin de détecter les défauts des arbres vivants (Kahl *et al.*, 2009).

Nous avons réalisé une mesure sur chaque souche et racine, ainsi que trois mesures par grume. Les mesures se sont effectuées d'amont en aval représentées par les flèches jaunes sur la figure 35. Lors de la prise de mesure, les valeurs de résistance sont doublement sauvegardées dans un enregistreur situé sous l'appareil et sur une bande papier ciré. L'amplitude de chaque valeur représente la résistance rencontrée à chaque cerne de croissance. Les cavités ou les parties du bois qui ont perdu toute consistance et donc toute résistance mécanique sont détectées.

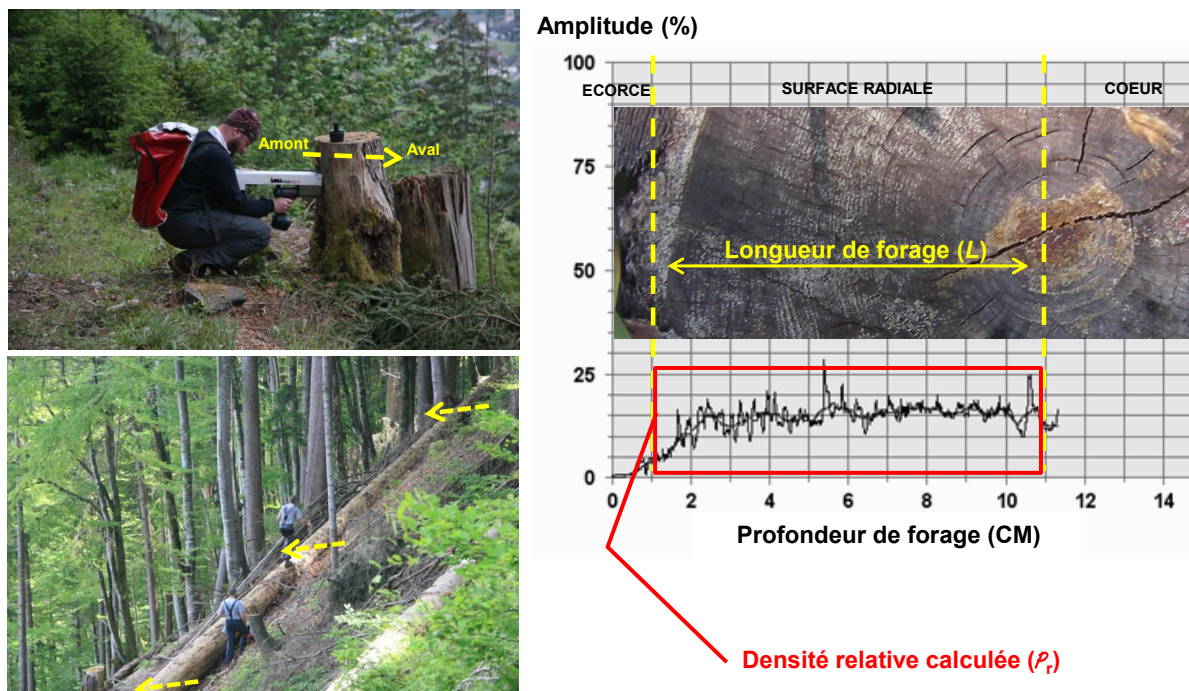


Figure 35 – Utilisation du résistographe F-400 et représentation schématique du signal sur une distance donnée de mesure (Cliché Berger, 2012).

Lors du traitement, le premier centimètre de la mesure a été volontairement retiré afin de ne pas prendre en compte le reste d'écorce ou le vide éventuel entre l'appareil et les premiers cerne du bois situés au contact de l'arbre.

De même, la prise de mesure s'est effectuée uniquement jusqu'au cœur de l'arbre ou du rémanent, soit le rayon (figure 36). Lors du forage, le signal s'inverse lorsque le cœur est traversé, car l'aiguille rencontre en premier le cerne final ou bois d'été puis le cerne initial ou bois d'hiver. Lorsque l'aiguille traverse le cœur de l'arbre, elle rencontre en premier le cerne initial puis le bois final.

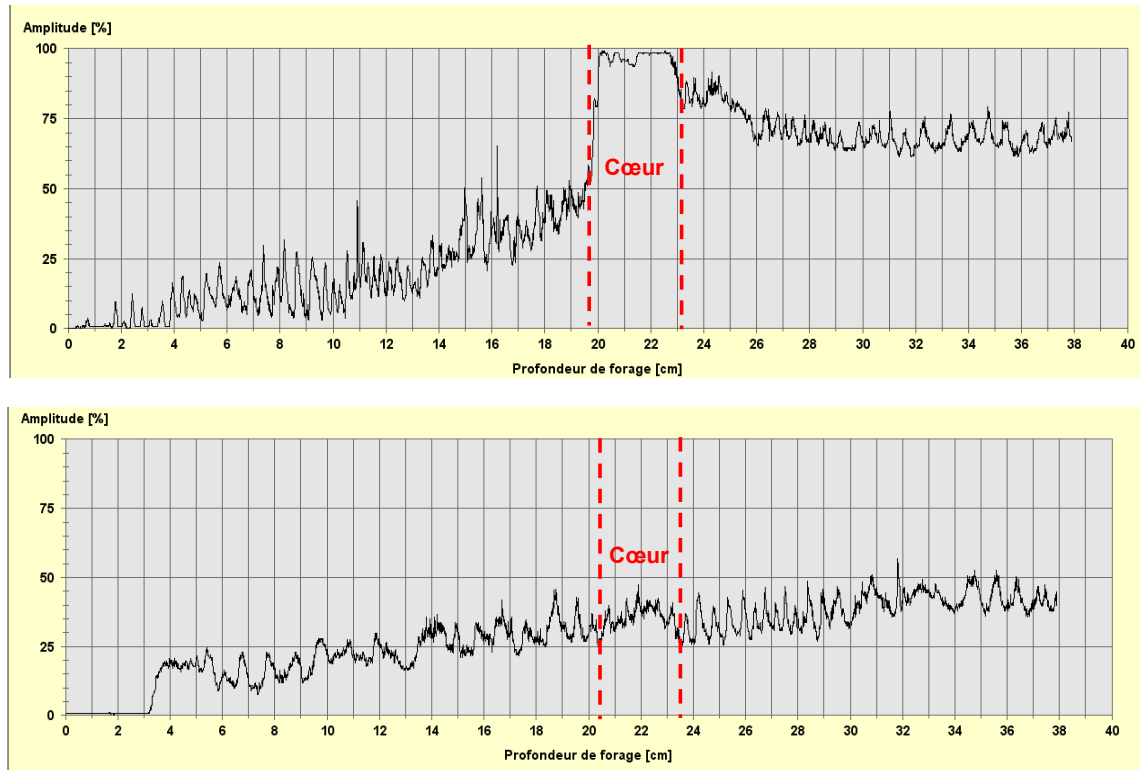


Figure 36 – Exemples de courbes obtenues sur le diamètre de deux troncs.

Nous avons calculé l'indice de densité relative (ρ_r) obtenu avec le résistographe en fonction de la longueur de forage (L), soit le rayon de l'échantillon.

Cet indice est représenté par l'équation suivante :

$$\rho_r = \frac{\Sigma \text{valeurs}}{L} = \%$$

4.3.4 La résistance à la pénétration

Une autre méthode permet de quantifier directement *in situ* la qualité du bois, c'est la pénétrométrie. Cette méthode consiste à envoyer un projectile dans le bois à l'aide d'un pénétromètre, et à mesurer la distance parcourue dans le bois. Dans cette thèse, nous avons utilisé un pénétromètre de marque pilodyn. La mesure obtenue à partir de cet outil est également considérée comme non destructive (figure 37).

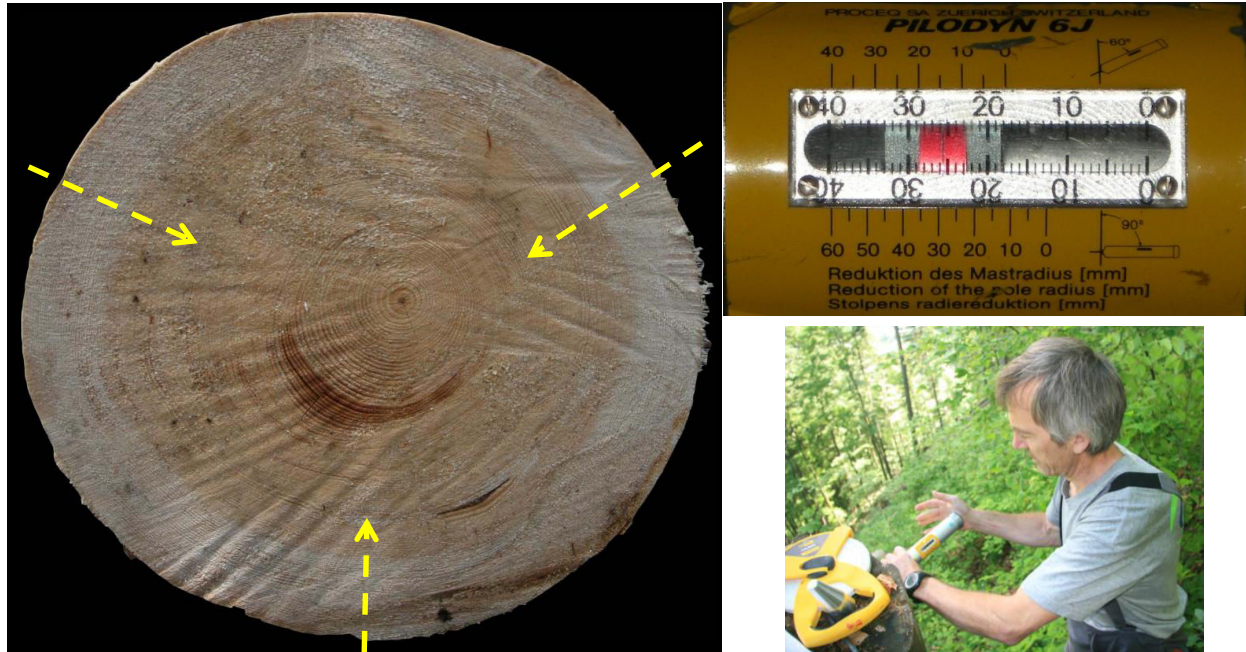


Figure 37 – Utilisation du pénétromètre Pilodyn (Cliché Berger, 2012)

Le pilodyn quantifie la force et la résistance du bois par projection dans le bois d'une tige d'acier de 40 mm de long et de 3 mm de diamètre, avec une force de pénétration calibrée en usine de 6 joules. Comme avec le résistographe, la mesure s'effectue perpendiculairement par rapport au diamètre de la souche ou de la grume. Lorsque la tige d'acier est projetée, elle reste solidaire de l'appareil. Le pilodyn est couramment utilisé pour évaluer la qualité des arbres, des traverses de chemins de fer et des poteaux électriques (Sprague *et al.*, 1983; Isik et Li, 2003).

Contrairement au résistographe qui mesure jusqu'au cœur de l'arbre ou du rémanent, le pilodyn, par conception, ne mesure que les 4 premiers centimètres depuis l'écorce. Ainsi, trois mesures ont été réalisées sur le périmètre des échantillons comme indiqué sur la figure 37. La profondeur de pénétration de la tige d'acier se lit directement sur l'instrument. Cependant, la prise de mesure n'a pas été possible sur les racines, car le pénétromètre était trop puissant, et, de ce fait, les racines étaient systématiquement cassées.

Nous avons calculé un indice de résistance à la pénétration RP qui est calculé en faisant le rapport de la longueur de pénétration (p) mesurée en fonction de la longueur totale de la tige d'acier (40 mm).

Cet indice est calculé par l'équation suivante :

$$RP = \frac{40 - p}{40} = \%$$

4.3.5 Les analyses chimiques

La spectroscopie proche infrarouge (SPIR), dite aussi NIRS pour Near infrared spectroscopy en anglais, est une des méthodes contemporaines utilisée pour déterminer la décomposition des composés chimiques du bois.

Les principales caractéristiques sont décrites dans la thèse de Cécillon (2008). Cet auteur a utilisé cette méthode pour déterminer un indicateur de la qualité fonctionnelle des sols. Ainsi nous ne présenterons pas les fondamentaux de cette technique utilisés dans ce travail de thèse. La spectroscopie proche infrarouge est une technique analytique basée sur le principe d'absorption des rayonnements dans le domaine de l'infrarouge (IR) par la matière organique (MO). Ces rayonnements, lorsqu'ils rencontrent la matière, interagissent avec elle en lui transférant une partie ou la totalité de l'énergie lumineuse. Lorsqu'il a lieu, une partie de l'énergie se traduit par une absorption, c'est à dire une diminution de l'intensité du rayonnement qui a traversé ou qui a été réfléchi par la matière (Bellon-Maurel *et al.*, 2003).

L'énergie absorbée et le rayonnement réfléchi par la matière sont reliés par la relation :

$$A = \log(1/R)$$

avec A = l'absorbance ou densité optique (capacité d'un système à absorber la lumière qui le traverse) et R = la réflectance (puissance de radiation réfléchie par la surface d'un système divisée par la puissance de la radiation incidente).

La spectroscopie infrarouge peut se faire dans le proche infrarouge (PIR) et le moyen infrarouge (MIR). La région spectrale dans le PIR se situe autour des longueurs d'onde 14000 à 4000 cm^{-1} (figure 38). Ces spectres correspondent entre autres à la lignine, cellulose et hémi-cellulose, les trois polymères constituant du bois qui nous intéressent. Tandis que la région spectrale dans le MIR est située de 4000 à 400 cm^{-1} . Ces spectres correspondent à la fréquence de vibration de nombreux groupes fonctionnels communs, tels que les alcools, les acides carboxyliques et les aminés (Stirling *et al.*, 2007).

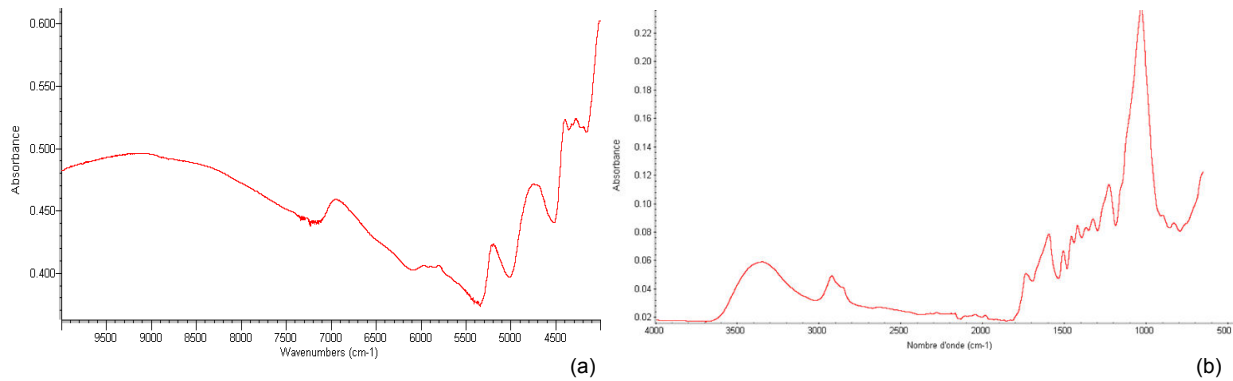


Figure 38 – Exemples de spectres issus du proche IR (a) et du moyen IR (b) d’une souche de hêtre après 13 ans de décomposition

Cette méthode est utilisée généralement dans l’industrie papetière et dans le bois de construction. Elle est employée pour estimer les propriétés mécaniques du bois (Fujimoto *et al.*, 2007; Gindl *et al.*, 2001; Hoffmeyer et Pedersen, 1995; Kelley *et al.*, 2004; Kothiyal et Raturi, 2011; Mora *et al.*, 2008; Thumm et Meder, 2001; Zhang *et al.*, 2011).

L’utilisation de cette méthode nécessite une préparation et une normalisation des échantillons. Cette phase intervient sur les échantillons ayant servis à l’estimation des densités sèches. Les spectres lumineux sont fortement affectés par la granulométrie de l’échantillon, car l’absorption s’accroît lorsque la granulométrie augmente. Il en est de même avec la teneur en eau et la température des échantillons qui influencent de manière significative le signal proche infrarouge. Ainsi, nous avons réduit les échantillons de bois issus du carottage et du tronçonnage en une quantité infime de poudre, ce qui a permis de les rendre homogène.

Pour obtenir la granulométrie recherchée, deux broyages ont été nécessaires (Fig. 39). Au préalable, le bois a été séché à nouveau en étuve durant 24 h à 50 ° C afin de standardiser la teneur en eau et la température des échantillons.

Le premier broyage a été réalisé à l’aide d’une perceuse et d’une mèche à bois afin d’obtenir de la sciure. Ensuite, cette sciure a été broyée de nouveau à l’aide d’un broyeur Retsch ZM200 et passée au tamis de 0,25 mm jusqu’à obtenir une poudre homogène (figure 40).

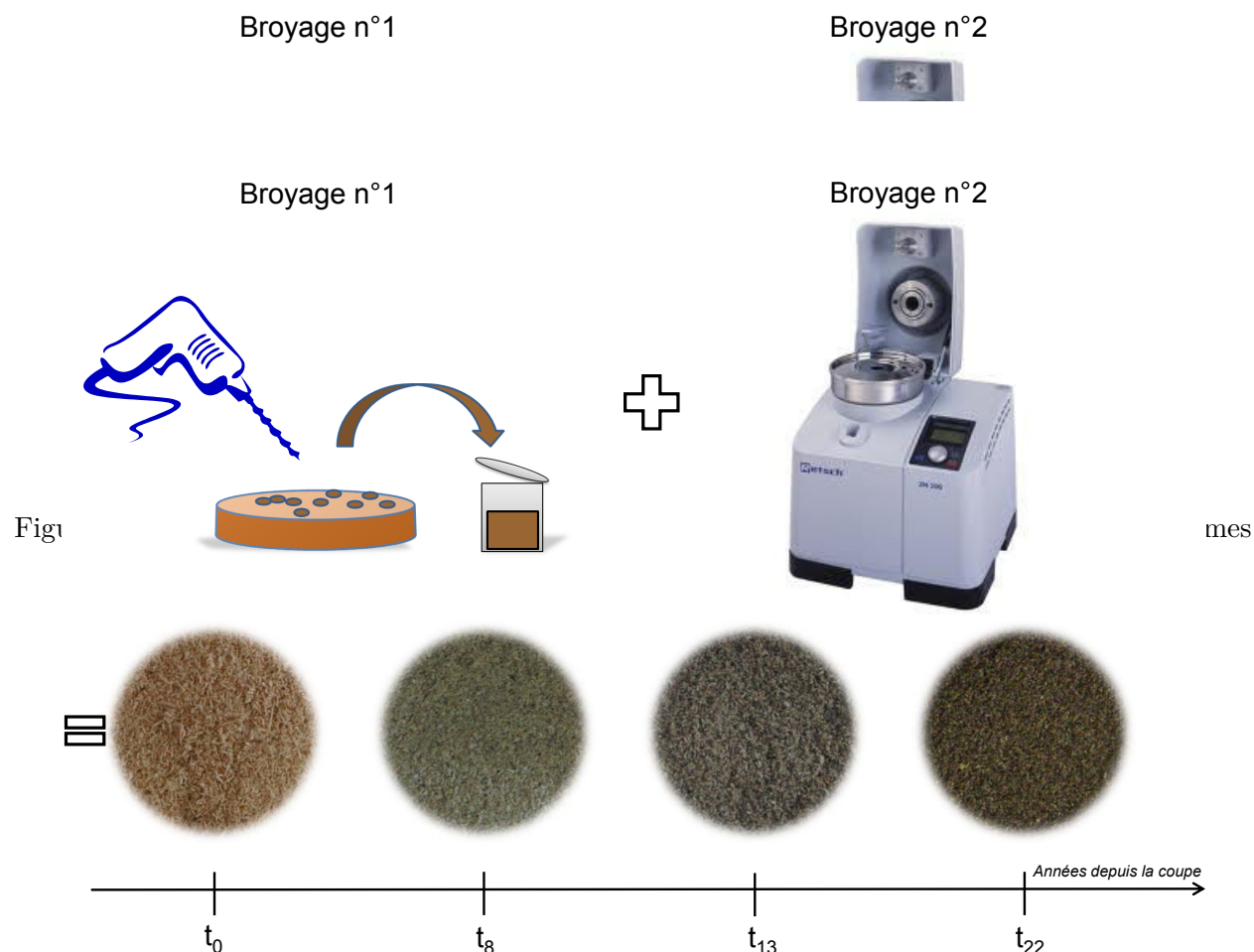


Figure 40 – Exemple de poudres de bois obtenues pour le hêtre à partir des deux types de broyages

Les échantillons broyés ainsi obtenus ont été placés dans une coupelle en quartz (transparent au signal PIR) sur le module « sphère d'intégration » d'un analyseur SPIR Antaris II de marque Thermo-electron. Afin de minimiser le bruit de la mesure, 32 scans ont été réalisés et la résolution a été diminuée (passage d'une résolution de 2 cm^{-1} à 8 cm^{-1}). Il en résulte un spectre moyen correspondant à chaque échantillon, et en diminuant la résolution spectrale. Afin de traiter les données, cet appareil est fourni avec les logiciels Omnic et TQAnalyst développés par Thermo.

Nous avons donc construit un indicateur de décomposition chimique du bois noté WCD à partir du maximum d'absorption et de corrélation obtenues des différents spectres. Un maximum de corrélation a été détecté à la bande spectrale des 4410 cm^{-1} (figure 41). Cette bande spectrale correspond à la fois à la teneur en lignine, cellulose et de l'hémicellulose

contenues dans le bois. La figure 41 montre l'évolution des composés chimiques du bois entre T_0 et T_{22} .

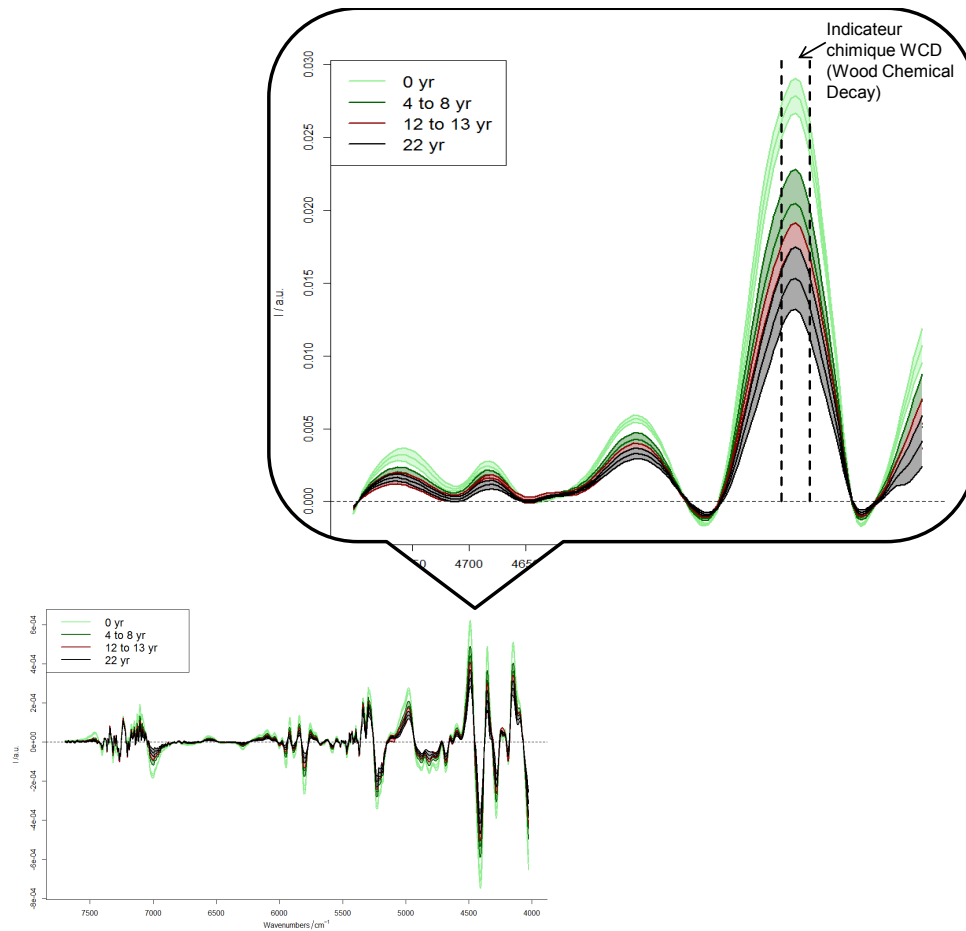


Figure 41 – Corrélation des spectres bruts et détermination de la bande spectrale utilisée comme indicateur

4.3.6 Les analyses de la résistance mécanique par les tests d'impact dynamique

L'Institut National des Sciences Appliquées (INSA) de Lyon dispose d'un banc d'essai expérimental destiné à réaliser des tests d'impacts sur différents types de matériaux (figure 42).

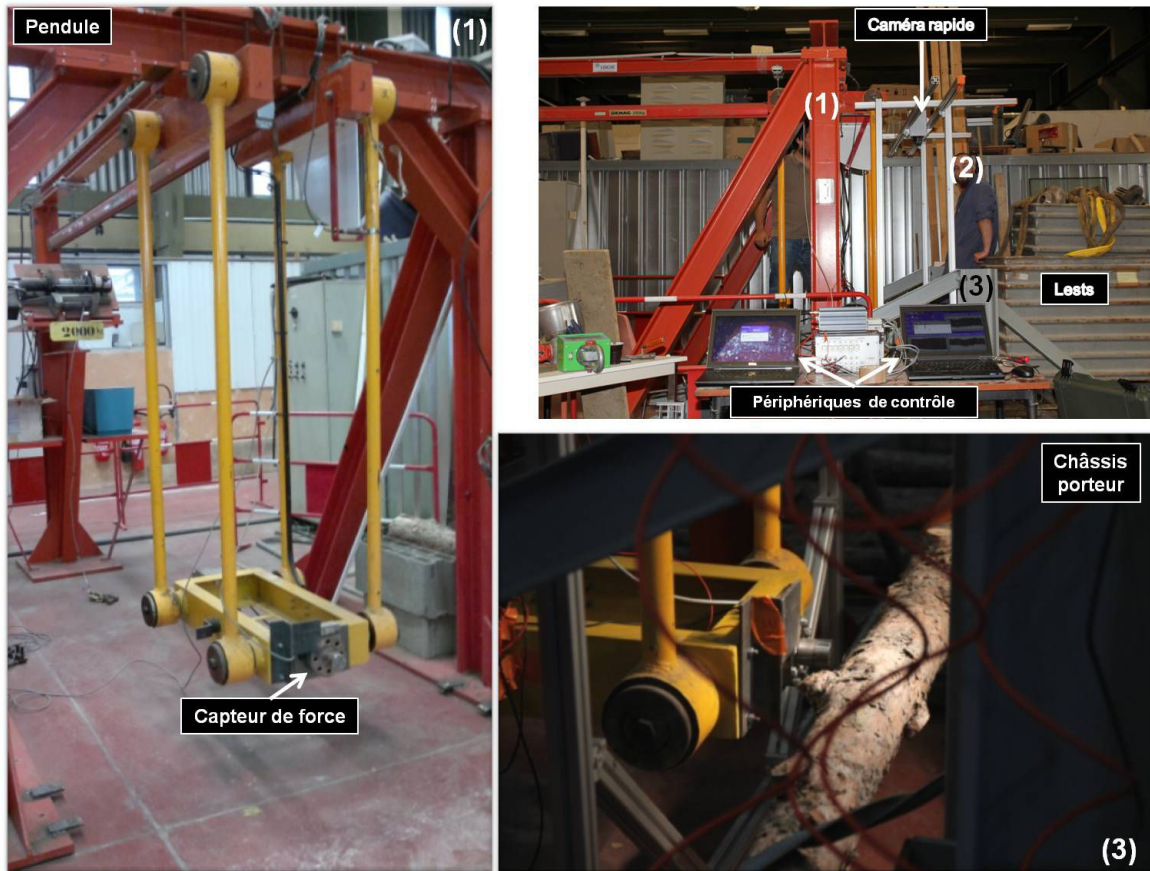


Figure 42 – Le banc d'essai à l'INSA de Lyon (Cliché Bigot et Olmedo-Manisch, 2012)

Ce banc d'essai est constitué d'un châssis équipé d'un pendule, sur lequel nous avons disposé un capteur de force (1). Ce capteur mesure l'énergie d'impact ou d'entrée dans le billon.

Une structure modulaire aluminium ELCOM (2) a été montée afin d'installer une caméra rapide pour filmer verticalement le moment de l'impact (figure 43). Ces films ont permis de déterminer la vitesse d'entrée du bélier dans le billon de bois, soit en moyenne $2,6 \text{ m/s} (\pm 0,5 \text{ m/s})$.

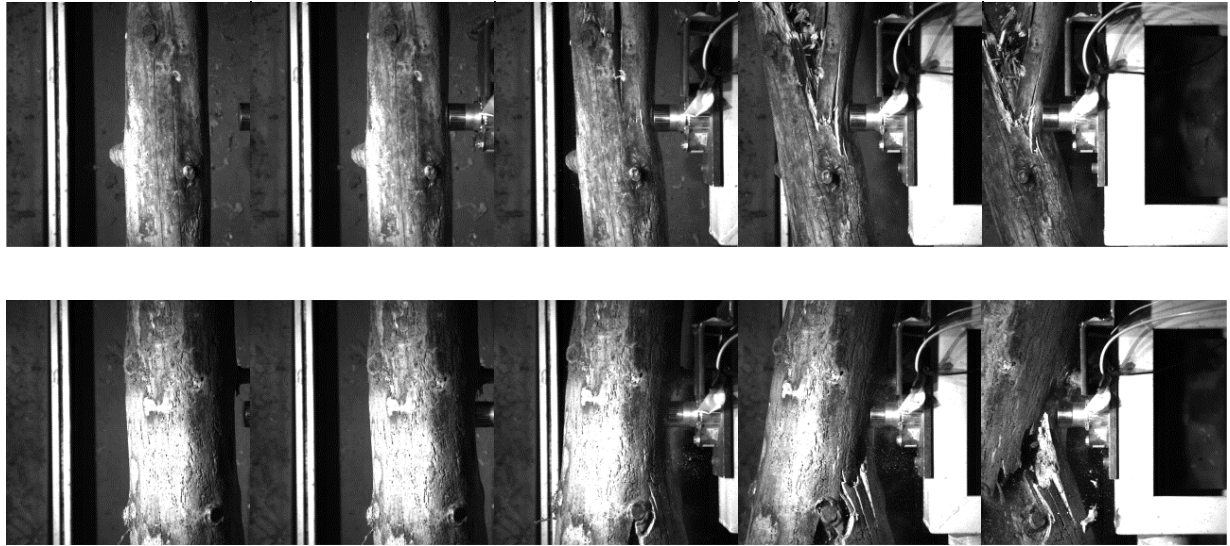


Figure 43 – Type de prises de vue réalisées avec la caméra rapide sur deux billons. Le pendule arrive de la droite

Un deuxième châssis (3) a été fabriqué spécialement pour ces expérimentations. Il permet de disposer des billons de bois de tous diamètres et de longueur égale à 1,30 m. Ces billons ont été récoltés à partir de grumes au sol de pin noir d'Autriche présentes sur nos sites d'études dans le Diois. L'âge des billons récoltés depuis la coupe n'excède pas les 10 ans. Au total, 10 billons ont permis de calibrer l'expérimentation et 37 billons ont été impactés. Pour consolider et stabiliser l'ensemble de la structure, nous avons relié les deux châssis par des travers métalliques, et nous avons lesté le châssis porteur des billons (3).

Le choix de l'indicateur de résistance mécanique s'est porté sur un calcul de la variation de quantité de mouvement au moment du premier impact représenté par le premier pic (figure 44) :

$$P = mv$$

Un seul essai a été réalisé pour chaque billon afin d'obtenir la valeur maximum absorbée. Les signaux du capteur de force ont été traités avec le logiciel MATLAB. Les pics suivants représentent les rebonds effectués par le charriot jusqu'à son arrêt définitif lors de l'essai.

La force absorbée par les billons a été calculée par l'intégrale de la force représentée par l'équation suivante :

$$m(v_{in} - v_{re}) = \int_{t_{initial}}^{t_{final}} f dt = I$$

avec m = la masse du charriot, V_{in} = la vitesse initiale, V_{re} = la vitesse restituée, $f dt$ = la force mesurée

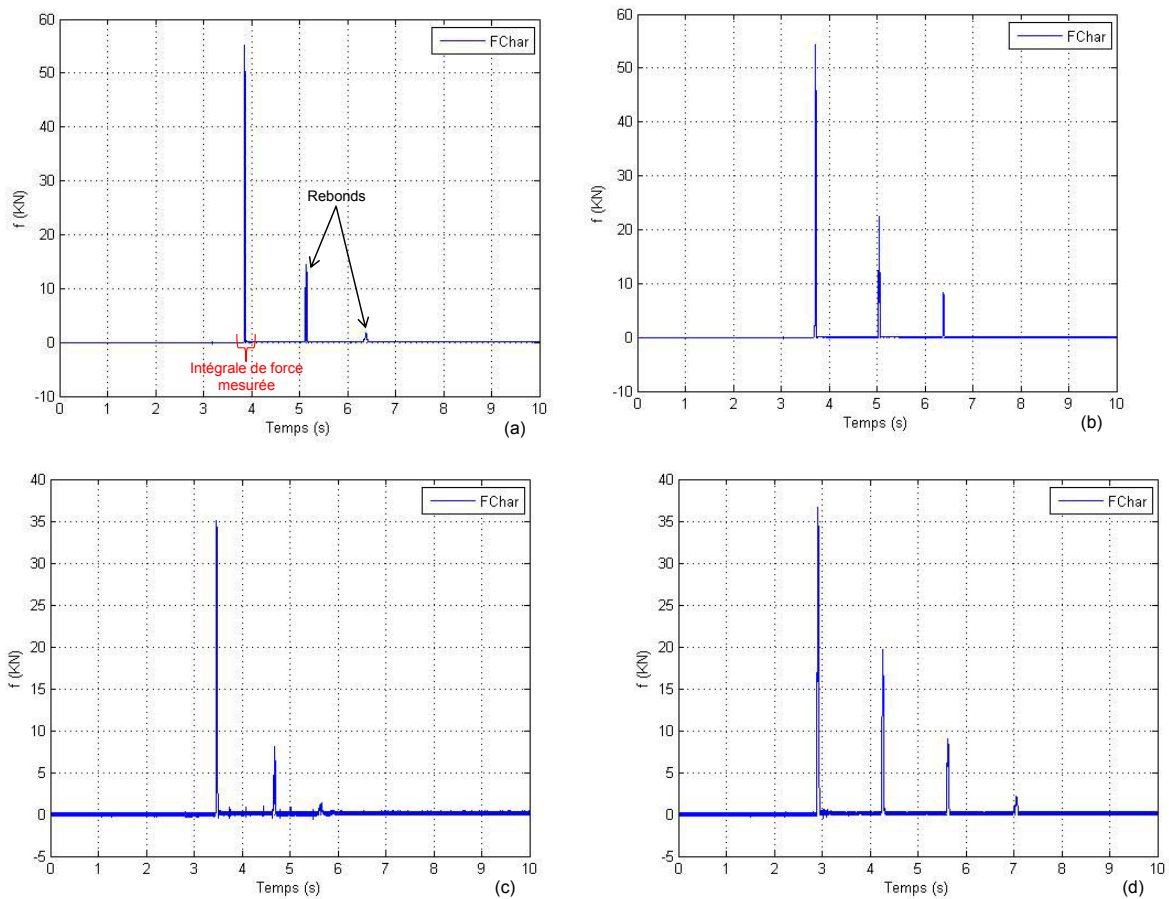


Figure 44 – Exemples de signaux enregistré par le capteur de force (a) billon de 2012, (b) billon de 2009, (c) billon de 2006, (d) billon de 2002

A partir de l'intégrale de la force, nous avons également calculé la différence d'énergie cinétique représentée par l'équation suivante afin de faire correspondre les résultats de ces tests mécaniques avec les précédents travaux réalisés par Irstea (Berger, 2004; Dorren et Berger, 2005) :

$$\Delta E_c = \frac{1}{2}m(v_{in}^2 - v_{re}^2)$$

avec ΔE_c = le delta d'énergie cinétique, m_c = la masse du charriot, v_{in} = la vitesse initiale, v_{re} = la vitesse restituée

A partir des résultats obtenus par ces deux calculs : I et ΔE_c , nous déterminerons l'indicateur de résistance mécanique.

4.4 Les outils de traitement

Dans cette partie, nous présentons l'approche statistique utilisée pour étudier les corrélations et la qualité des ajustements des modèles de dégradation du bois.

4.4.1 Les objectifs

Un premier objectif a été de modéliser pour un paramètre donné (ρ_s , ρ_r , RP , WCD , I et ΔE_c), la décomposition du bois dans le temps.

Le deuxième objectif a été de corrélérer ces paramètres deux à deux afin de déterminer l'indicateur de décomposition le plus significatif.

4.4.2 Les analyses statistiques

Dans cette thèse, nous avons testé plusieurs ajustements (linéaire, exponentiel et sigmoïde). Ces ajustements ont été validés par un certain nombre de critères statistiques couramment utilisés dans les travaux portant sur la décomposition du bois (Cf. Chapitre précédent).

Parmi ces critères de validation, nous pouvons citer :

- l'écart type (σ) mesurant la dispersion de données : d'une variable aléatoire ou d'une distribution statistique ;
- le coefficient de détermination (R^2) variant de 0 à 1, et indique l'adéquation d'un modèle de régression ;

- l'erreur quadratique moyenne (RMSE) mesurant l'écart de prédiction par rapport à la valeur réelle (calculée comme la racine carrée de l'écart quadratique moyen) ;

4.5 Conclusion

La méthodologie mise en place a été réalisée à partir de l'état de l'art présenté dans le chapitre précédent. Nous avons construits plusieurs indicateurs de décomposition basés sur les paramètres physiques, chimiques et mécaniques du bois (Tableau 11).

Indicateurs	<i>Pinus nigra</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Fagus sylvatica</i>
Densité sèche (ρ_s) ou (DS)	Souche	Souche	Souche
	Grume	Grume	-
	Racine	-	-
Densité relative (ρ_r) ou (DR)	Souche	Souche	Souche
	Grume	Grume	-
	Racine	-	-
Résistance à la pénétration (RP)	Souche	Souche	Souche
	Grume	Grume	-
	-	-	-
Composants chimiques (WCD)	Souche	Souche	Souche
	Grume	Grume	-
	Racine	-	-
Intégrale de la force (I) et delta d'énergie cinétique (ΔE_c)	-	-	-
	Grume	-	-
	-	-	-

Tableau 11 – Récapitulatif des indicateurs testés par essence et par type de rémanents

Une fois le protocole expérimental validé pour étudier la cinématique de décomposition du bois, ce travail de thèse s'est donc déroulé en quatre étapes : recherche de sites, relevés et mesures de terrain, mesures en laboratoire et traitements.

Les résultats obtenus pour les trois essences étudiées sont présentés dans le chapitre suivant.

Chapitre 5

Résultats

Dans ce chapitre, nous présentons les résultats issus des analyses des données collectées, soit dans un premier temps, les résultats de la décomposition du bois en fonction du temps, en terme de densité sèche pour chacune des essences étudiées, puis, dans un deuxième temps, en terme de densité relative, de résistance à la pénétration, de dégradation chimique et de résistance mécanique. Dans un troisième temps, nous montrerons les corrélations qui existent entre ces indicateurs. Finalement, nous proposons un modèle de perte de résistance mécanique en fonction du temps.

Sommaire

5.1	Estimation de la décomposition du bois	111
5.1.1	Le pin noir d'Autriche	111
5.1.2	L'épicéa	116
5.1.3	Le hêtre	120
5.1.4	Synthèse	123
5.2	L'estimation de la dégradation du bois	125
5.2.1	Le pin noir d'Autriche	125
5.2.2	L'épicéa	130
5.2.3	Le hêtre	133
5.2.4	Synthèse	137
5.3	Les corrélations entre les indicateurs	139
5.4	Le modèle de résistance mécanique proposé	146
5.4.1	La construction du modèle	146
5.4.2	Les résultats calculés avec le modèle	150
5.4.3	Essai du modèle de perte de résistance mécanique	152
5.5	Conclusion	155

5.1 Estimation de la décomposition du bois à partir d'un indicateur physique : la densité sèche

Dans cette partie, nous présentons les résultats de la décomposition du bois en terme de densité sèche, notée "DS", et ce en fonction de la date de coupe. La densité sèche est la seule variable que nous pouvons mettre en perspective avec les précédents travaux issus de la littérature. Les valeurs obtenues à partir de l'indicateur de densité sèche sont donc nos valeurs de référence.

5.1.1 Le pin noir d'Autriche

Pour rappel, 93 souches, 134 racines extraites à partir de 40 de souches, et 37 grumes ont été échantillonnées sur deux chronoséquences, l'une de 19 ans et l'autre de 20 ans dans la forêt de Saint Genis.

Observations *in situ*

Nous avons observé visuellement que les souches, dont le diamètre moyen est égal à 23 cm, sont dans un état de décomposition fort avancé à T_{19} , soit 19 ans après la coupe (figure 45).

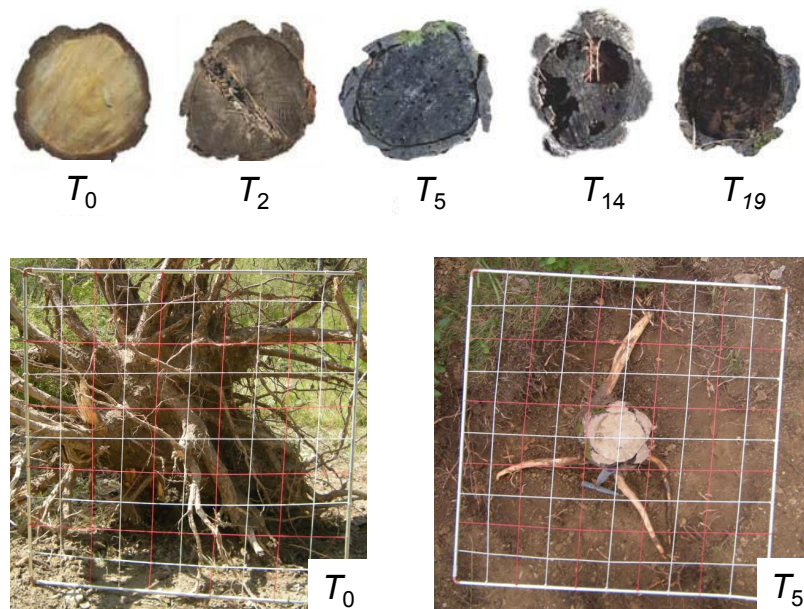


Figure 45 – Photos représentant l'état de dégradation des rémanents sur les parcelles de St Genis, France

Pour la partie souterraine des souches, nous avons observé qu'il ne reste plus que les racines du pivot avec un diamètre moyen de 3 cm. Concernant les grumes au sol, elles sont fortement dégradées au bout de 10 ans. En effet, lors de l'échantillonnage, plusieurs grumes se sont brisées au moment de les soulever. Il était alors impossible de les transporter et donc de réaliser des tests d'impact à l'INSA de Lyon.

Type de rémanents	T_n (ans)	d_{moyen} (cm)	σ	ρ_s (kg/dm ³)	σ
Souches	0	24	4	0.578	0.035
	2	29	5	0.414	0.050
	5	26	6	0.277	0.045
	14	17	4	0.159	0.035
	19	20	4	0.135	0.039
Racines	0	3	1	0.432	0.074
	3	3	1	0.391	0.078
	6	3	1	0.344	0.099
	15	3	1	0.251	0.075
	20	4	1	0.214	0.046
Grumes	0	16	0	0.565	0.073
	3	13	2	0.531	0.050
	6	12	1	0.477	0.054
	10	15	3	0.421	0.028

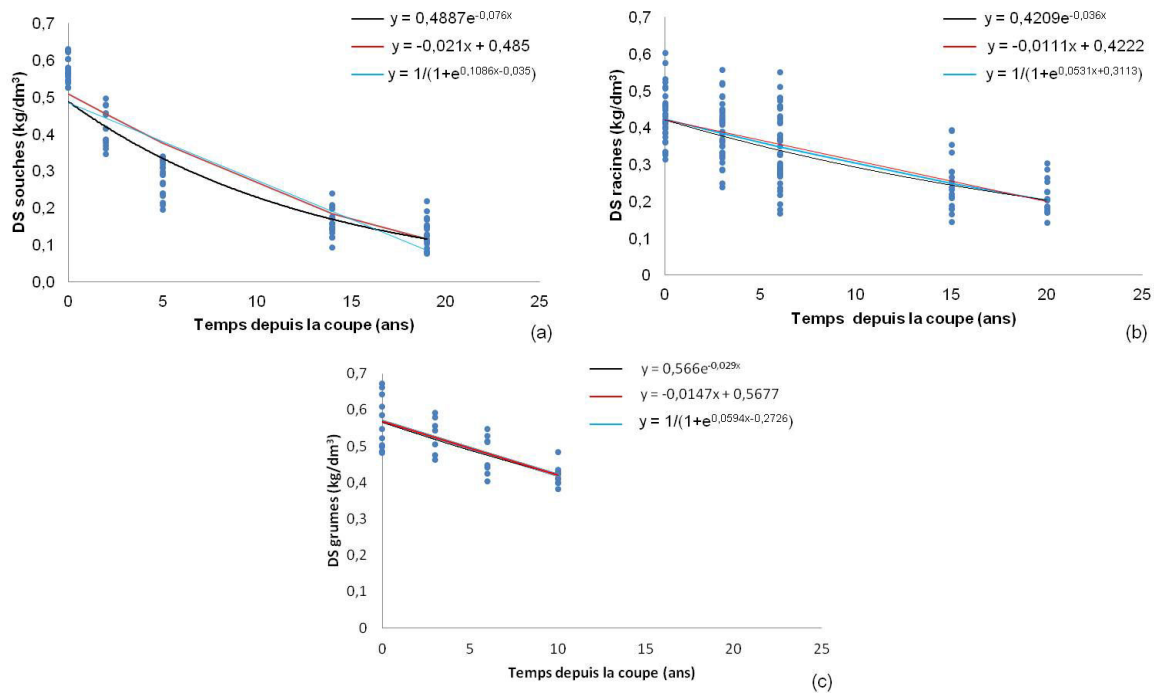
Tableau 12 – Répartition des diamètres et des densités sèches par classe d'âge [*P. nigra*]

Le tableau ci-dessus (tableau 12) présente les répartitions des diamètres moyens (d_{moyen}) et des densités sèches moyennes (ρ_s) par classe d'âge. Pour les arbres vivants (T_0), la densité initiale moyenne obtenue est de 0,578 kg/dm³ [0,526 - 0,631]. Cette valeur est en accord avec celles recensées dans la littérature, soit des densités sèches comprises entre 0,400 kg/dm³ et 0,600 kg/dm³ (Gutiérrez Oliva *et al.*, 2006; Uner *et al.*, 2009). Pour les racines, la densité initiale moyenne mesurée à T_0 est égale à 0,432 kg/dm³ [0,313 - 0,604]. Nous n'avons pas trouvé de valeur de densité sèche pour le pin noir d'Autriche.

Les résultats

Les résultats pour la perte de densité sèche sont présentés dans la figure 46 et le tableau 13.

N.B. Pour rappel, nous avons testé trois types d'ajustements (exponentiel, linéaire et sigmoïde) pour chacun des indicateurs analysés.

Figure 46 – Évolution de la densité sèche en fonction du temps [*P. nigra*]

Rémanents	Modèles	Min	Max	R ²	RMSE	k (an ⁻¹)*	t _{0,5} **	t _{0,95} ***
Souches	Exponentiel	0.115	0.489	0.88	0.064	0.076	9	39
	Linéaire	0.086	0.485	0.79	0.081	0.091	8	33
	Sigmoïde	0.116	0.509	0.84	0.071	0.078	9	39
Racines	Exponentiel	0.205	0.421	0.46	0.080	0.036	19	83
	Linéaire	0.200	0.422	0.45	0.080	0.037	19	80
	Sigmoïde	0.202	0.423	0.45	0.079	0.037	19	81
Grumes	Exponentiel	0.412	0.557	0.55	0.099	0.030	23	100
	Linéaire	0.421	0.568	0.56	0.100	0.030	23	100
	Sigmoïde	0.420	0.568	0.56	0.100	0.030	23	100

Tableau 13 – Résultats des modèles pour l'évolution de la densité sèche en fonction du temps [*P. nigra*]* k (an⁻¹) = taux de décomposition annuel** $t_{0,5}$ = nombre d'années écoulées pour obtenir 50% de décomposition*** $t_{0,95}$ = nombre d'années écoulées pour obtenir 95% de décomposition

Les trois ajustements testés donnent des résultats proches pour la densité sèche. Or, le modèle exponentiel est l'ajustement le plus robuste pour estimer la décomposition des souches ($R^2 = 0,88$; $RMSE = 0,064$). Ces résultats sont en adéquation avec les observations visuelles car la perte de densité sèche est plus rapide durant les 10 premières années de décomposition (figure 46a, figure 46b). Les racines se décomposent deux fois moins rapidement que la partie aérienne avec un taux de décomposition égal à $0,037 \text{ an}^{-1}$ contre $0,076 \text{ an}^{-1}$.

En ce qui concerne les grumes au sol, les meilleurs ajustements ont été obtenus avec les fonctions linéaire et sigmoïde avec des résultats similaires ($R^2 = 0,056$; $RMSE = 0,100$) sur les 10 premières années suivant la coupe (figure 46c).

Comparaison avec la littérature

Dans la littérature, il n'existe pas d'information sur le taux de décomposition de cette essence. Nous avons ainsi comparé le taux de décomposition obtenu à partir des souches avec d'autres taux de décomposition issus de souches d'essences différentes. Les résultats sont présentés ici.

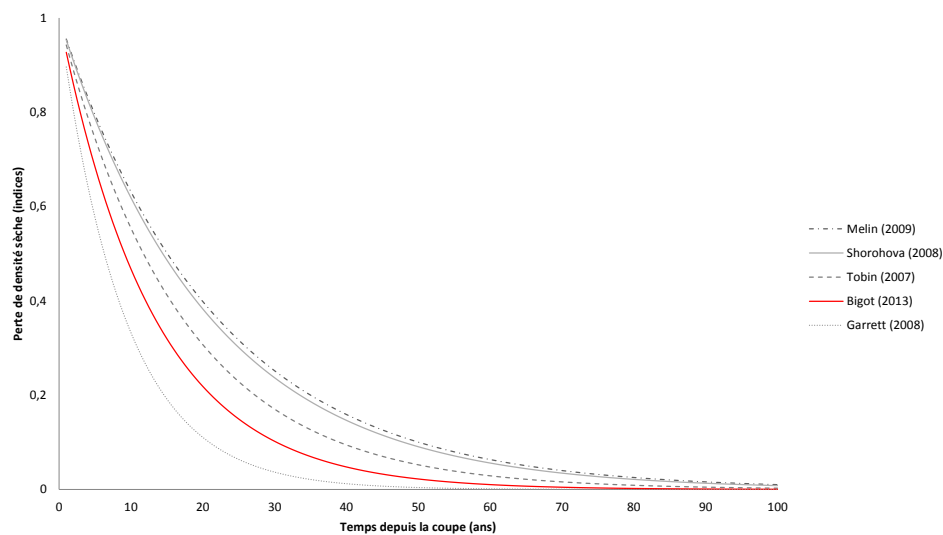


Figure 47 – Estimation de la perte de densité sèche en fonction du temps [*P. nigra*]

Plusieurs articles ont permis d'établir une classification non exhaustive des taux de décomposition en fonction des conditions climatiques comme la pluviométrie et la température (tableau 14), qui sont les deux facteurs climatiques majeurs influant sur la décomposition du bois (Cf. chapitre 3).

Références	Essences	Pays	PAM(mm)*	TAM(°C)**	k (an ⁻¹)
Melin <i>et al.</i> , 2009	<i>Picea abies</i>	Suède	572	1.58	0.046
Shorohova <i>et al.</i> , 2008	<i>Pinus sylvestris</i>	Finlande	670	3.18	0.048
Tobin <i>et al.</i> , 2007	<i>Picea sitchensis</i>	Irlande	850	9.3	0.059
Bigot, 2013	<i>Pinus Nigra</i>	France	950	11.3	0.076
Garrett <i>et al.</i> , 2008	<i>Pinus Radiata</i>	Nouvelle Zélande	1820	14	0.1101

Tableau 14 – Classification des taux de décomposition de différentes essences de pin extraits de la littérature. Les résultats de cette étude apparaissent en vert

* PAM = Pluies Annuelles Moyennes

** TAM = Températures Annuelles Moyennes

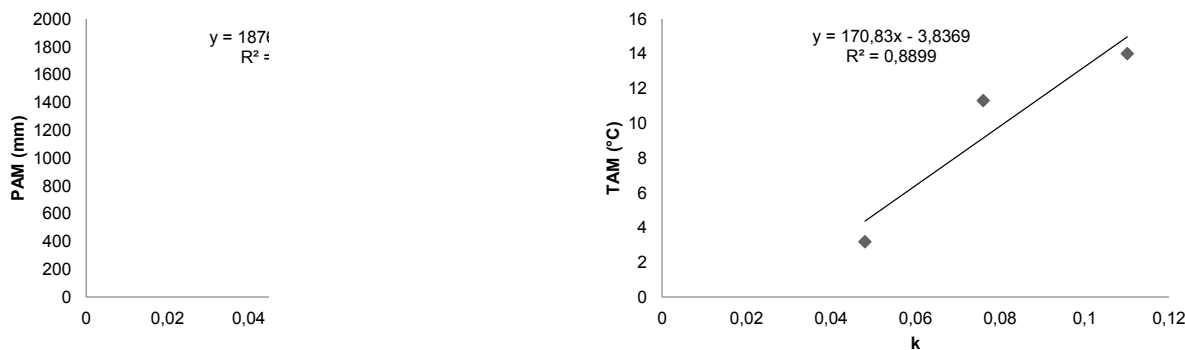


Figure 48 – Corrélations entre les taux de décomposition du bois notés k et les conditions climatiques : PAM (Pluies Annuelles Moyennes) et TAM (Températures Annuelles Moyennes)

Nous observons qu'il y a une progression logique entre les taux de décomposition obtenus pour le pin noir et ceux obtenus dans les autres pays suivant un gradient climatique, et également en fonction de la latitude. Ces résultats confirment l'existence d'une corrélation entre la vitesse de décomposition et les conditions climatiques (figure 48). Les Alpes du Sud françaises sont caractérisées par un climat frais méditerranéen avec des étés chauds et des hivers froids. Ainsi, le taux de décomposition du pin noir d'Autriche obtenu dans le Diois se situe entre le taux de décomposition du *Pinus sitchensis* obtenu en Irlande avec un climat océanique plutôt frais et humide, et le taux de décomposition du *Pinus radiata* obtenu en Nouvelle-Zélande avec un climat tempéré très humide.

Enfin, les résultats obtenus sur les racines sont en accord avec les précédents travaux réalisés par Garrett *et al.* (2008); Freschet *et al.* (2011); Olajuyigbe *et al.* (2011), sur le fait qu'elles se décomposent deux fois moins rapidement que la partie aérienne de la souche. Cependant, nous observons une variabilité des valeurs pour les racines supérieures aux autres rémanents.

5.1.2 L'épicéa

Pour rappel, 105 souches et 45 grumes au sol issues directement d'ouvrages biologiques pare-pierres ont été échantillonnées sur une chronoséquence de 22 ans dans la région Autrichienne.

Observations *in situ*



Figure 49 – Photos représentant l'état de dégradation des souches et des grumes sur les parcelles autrichiennes

Nous avons observé *in situ* que les souches et les grumes d'épicéa sont encore présentes et bien visibles 22 ans après la coupe (figure 49), contrairement aux souches de pin noir d'Autriche. L'explication la plus pertinente de cette situation est la différences de diamètre. Les rémanents d'épicéa échantillonnés ont des diamètres moyens de 46,5 cm, tandis que les diamètres moyens des rémanents de pin noir d'Autriche (hors racines) ont des diamètres moyens de 23 cm (tableau 15).

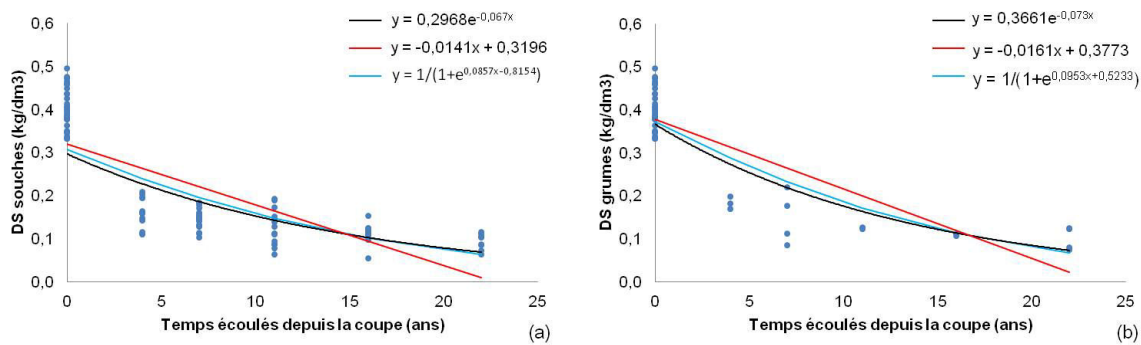
La densité sèche initiale mesurée à partir des arbres vivants sur les deux sites est en moyenne de 0,401 kg/dm³ [0,333 - 0,496].

Type de rémanents	T_n (ans)	d_{moyen} (cm)	σ	ρ_s (kg/dm ³)	σ
Souches	0	57	15	0.401	0.047
	4	60	17	0.160	0.033
	7	60	11	0.147	0.023
	11	51	12	0.125	0.039
	16	52	15	0.112	0.021
	22	44	11	0.096	0.018
Grumes	0	57	14	0.401	0.047
	4	57	8	0.182	0.014
	7	41	6	0.148	0.062
	11	43	11	0.125	0.003
	16	43	4	0.109	0.004
	22	38	3	0.100	0.027

Tableau 15 – Répartition des diamètres et des densités sèches par classe d'âge [*P. abies*]

Les résultats

Les résultats pour la perte de densité sèche sont présentés dans la figure 50 et le tableau 16.

Figure 50 – Évolution de la densité sèche en fonction du temps [*P. abies*]

Rémanents	Modèles	Min	Max	R^2	RMSE	k (an ⁻¹)	$t_{0,5}$	$t_{0,95}$
Souches	Exponentiel	0.068	0.297	0.75	0.073	0.067	10	45
	Linéaire	0.009	0.320	0.60	0.081	0.160	4	19
	Sigmoïde	0.063	0.307	0.73	0.072	0.072	10	42
Grumes	Exponentiel	0.073	0.366	0.82	0.347	0.073	9	41
	Linéaire	0.023	0.377	0.70	0.513	0.124	5	24
	Sigmoïde	0.068	0.372	0.80	0.385	0.077	9	39

Tableau 16 – Résultats des modèles pour l'évolution de la densité sèche en fonction du temps [*P. abies*]

Au regard de ces résultats, la fonction exponentielle est le modèle le plus robuste pour estimer la perte de densité sèche aussi bien pour les souches ($R^2 = 0,75$; RMSE = 0,073), que pour les grumes ($R^2 = 0,82$; RMSE = 0,347). Le taux de décomposition est égal à 0,073 an⁻¹, soit une durée de décomposition pour 95% de perte de densité sèche notée $t_{0,95}$ estimée à 41 ans. Pour les souches, le taux de décomposition est égal à 0,067 an⁻¹, soit une durée de décomposition pour $t_{0,95}$ estimée à 45 ans.

Comparaison avec la littérature

Les taux de décomposition dans la région du Montafon sont comparés ici avec ceux obtenus dans les précédentes études publiées à ce jour (figure 51).

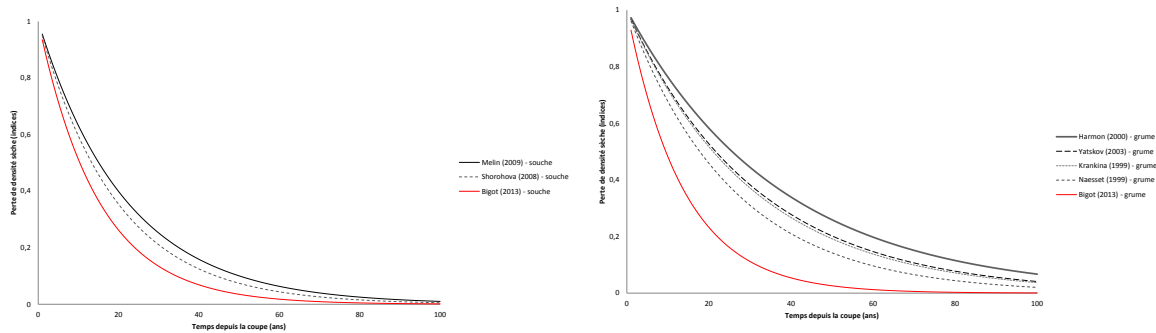


Figure 51 – Comparaison des taux de décomposition en fonction du temps obtenus avec ceux issus de la littérature [*P. abies*]

Références	Type de rémanent	Pays	PAM(mm)*	TAM(° C)**	k (an ⁻¹)
Harmon <i>et al.</i> , 2000	Grume	Russie	700	4	0.027
Yatskov <i>et al.</i> , 2003	Grume	Russie	700	4	0.032
Krankina <i>et al.</i> , 1999	Grume	Russie	700	4	0.033
Naesset <i>et al.</i> , 1999	Grume	Norvège	750	3.8	0.039
Bigot, 2013	Grume	Autriche	1300	8	0.073
Melin <i>et al.</i> , 2009	Souche	Suède	687	6.1	0.046
Shorohova <i>et al.</i> , 2008	Souche	Finlande	670	3.1	0.052
Bigot, 2013	Souche	Autriche	1300	8	0.067

Tableau 17 – Classification des taux de décomposition extraits de la littérature [*P. abies*]. Les résultats de cette étude apparaissent en vert

* PAM = Pluies Annuelles Moyennes

** TAM = Températures Annuelles Moyennes

Nos taux de décomposition sont supérieurs pour les souches et les grumes par rapport à ceux obtenus dans le nord de l'Europe. Comme pour le pin noir d'Autriche, ces taux de décomposition suivent également une progression logique avec les précipitations et les températures annuelles moyennes (tableau 17). La majorité des précédentes études ont été réalisées dans les pessières du nord de l'Europe et de la Russie. Concernant les souches, le taux de décomposition varie entre 0,046 an⁻¹ et 0,052 an⁻¹ (Shorohova *et al.*, 2008; Melin *et al.*, 2009), tandis que pour les grumes, le taux de décomposition varie entre 0,027 an⁻¹ et 0,039 an⁻¹ (Naesset, 1999a; Harmon *et al.*, 2000). En Russie, Krankina *et al.* (1999) et Yatskov *et al.* (2003) ont obtenu des résultats similaires avec des taux de décomposition pour les grumes respectivement de 0,032 an⁻¹ et 0,033 an⁻¹.

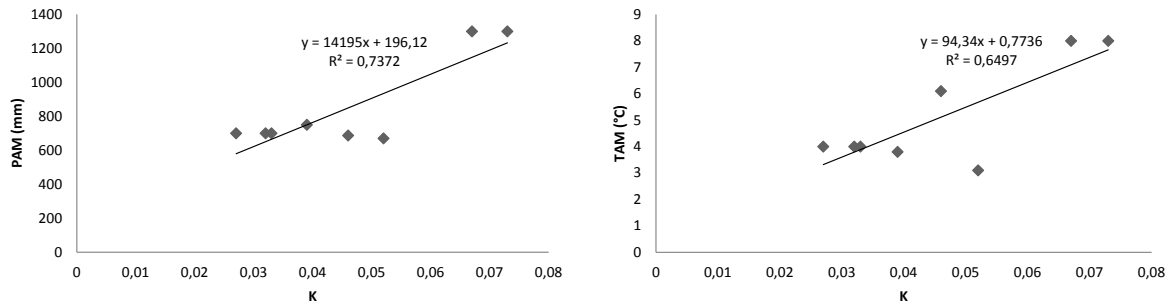


Figure 52 – Corrélations entre les taux de décomposition du bois notés k et les conditions climatiques : PAM (Pluies Annuelles Moyennes) et TAM (Températures Annuelles Moyennes)

Il existe donc une corrélation entre le taux de décomposition et les conditions climatiques (figure 52). Cependant, pour les conditions Finlandaises ne suit pas cette progression logique avec une décomposition des souches d'épicéa relativement forte, et ce, malgré une température annuelle moyenne très basse par rapport aux autres sites échantillonnés en Europe du nord.

5.1.3 Le hêtre

Pour rappel, 143 souches au total ont été échantillonnées en Suisse, dont 71 souches dans le canton de Neuchâtel (Areuse) sur une chronoséquence de 13 ans, et 72 souches dans le canton de Schwyz (Rigi) sur une chronoséquence de 22 ans.

Obser

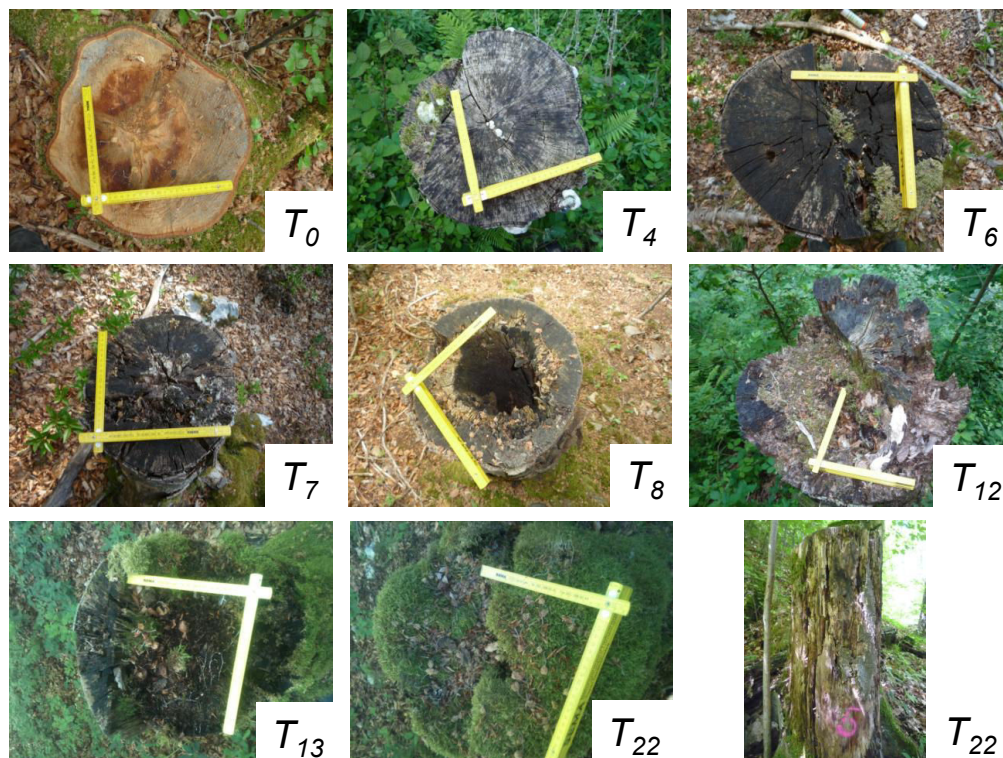


Figure 53 – Photos représentant l'état de dégradation des rémanents sur les parcelles suisses

Nous avons observé visuellement sur les deux sites échantillonnés que les souches se décomposent rapidement les premières années suivant la coupe (figure 53). Dès T_8 , de nombreuses souches sont pourries à cœur. A l'inverse du pin noir d'Autriche et de l'épicéa qui se décomposent de manière centripète, le hêtre semble se décomposer de manière centrifuge, c'est à dire du centre vers la périphérie. Au final, les souches sont encore présentes à T_{22} .

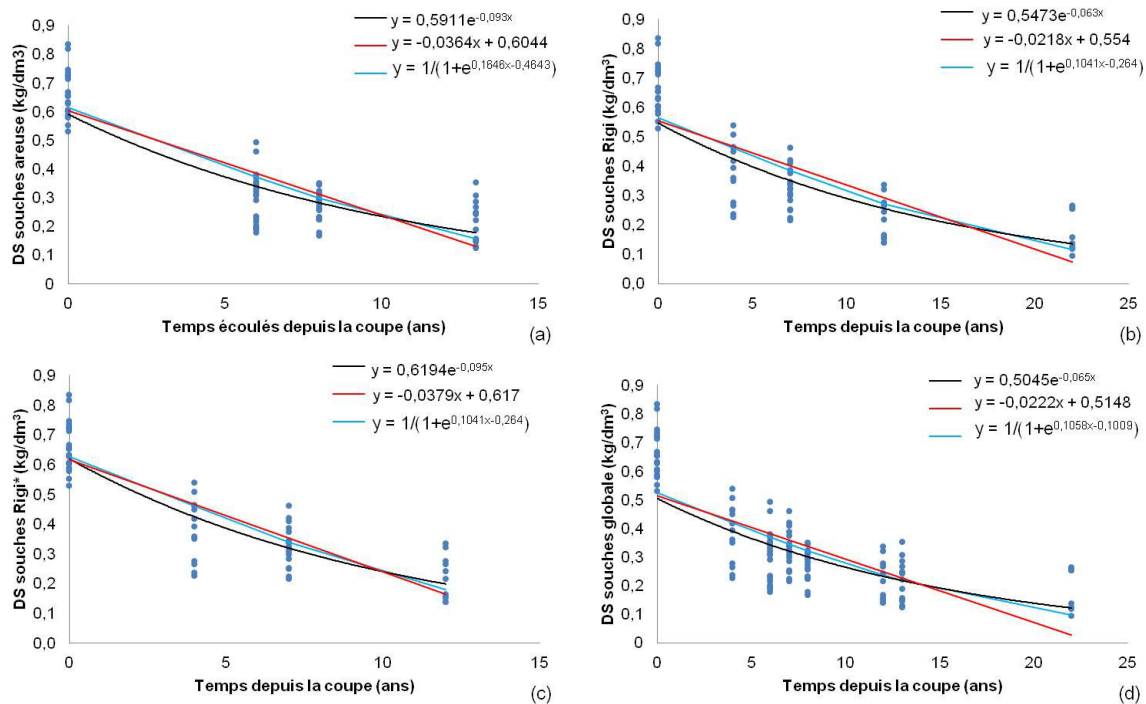
Le diamètre moyen des souches est de 35 cm sur le site d'Areuse, et de 44 cm sur le site de Rigi (tableau 18). La densité sèche initiale à T_0 est de $0,663 \text{ kg/dm}^3$ [$0,530 - 0,836$] sur nos deux sites (Cf. 4.3.2).

Type de rémanents	T_n (ans)	d_{moyen} (cm)	σ	ρ_s (kg/dm ³)	σ
Souches Areuse	0	35	14	0.663	0.083
	6	31	7	0.303	0.091
	8	35	5	0.267	0.054
	13	38	10	0.219	0.071
Souches Rigi	0	35	14	0.663	0.083
	4	41	20	0.381	0.105
	7	51	15	0.327	0.067
	12	48	12	0.220	0.073
	22	46	6	0.179	0.071

Tableau 18 – Répartition des diamètres et des densités sèches par classe d'âge [*F. sylvatica*]

Les résultats

La figure 54 et le tableau 19 présentent les résultats pour les deux sites. La figure 54(a) et la figure 54(b) représentent les modèles de perte de densité sèche sur les deux sites suivant leur chronoséquence respective. La figure 54(c) présente les modèles de décomposition sur le site de Rigi durant une chronoséquence de 12 ans, et ce afin de comparer les résultats sur les deux sites pour des chronoséquences égales. La figure 54(d) présente les modèles de décomposition à l'échelle globale à partir de l'ensemble des valeurs obtenues sur les deux sites.

Figure 54 – Évolution de la densité sèche en fonction du temps [*F. sylvatica*]

Rémanents	Modèles	Min	Max	R^2	RMSE	k (an^{-1})	$t_{0.5}$	$t_{0.95}$
Souches Areuse	Exponentiel	0.176	0.591	0.82	0.088	0.093	7	32
	Linéaire	0.193	0.592	0.81	0.090	0.086	8	35
	Sigmoïde	0.158	0.614	0.78	0.092	0.105	7	29
Souches Rigi	Exponentiel	0.137	0.547	0.76	0.104	0.063	11	48
	Linéaire	0.074	0.554	0.62	0.120	0.091	8	33
	Sigmoïde	0.116	0.566	0.70	0.108	0.072	10	42
Souches Rigi*	Exponentiel	0.198	0.619	0.80	0.086	0.095	7	32
	Linéaire	0.162	0.617	0.74	0.096	0.111	6	27
	Sigmoïde	0.180	0.628	0.76	0.092	0.104	7	29
Souches globale	Exponentiel	0.121	0.505	0.69	0.134	0.065	11	46
	Linéaire	0.026	0.515	0.54	0.150	0.135	5	22
	Sigmoïde	0.097	0.525	0.64	0.135	0.077	9	39

Tableau 19 – Résultats des modèles pour l'évolution de la densité sèche [*F. sylvatica*]

La fonction exponentielle est encore une fois le modèle le plus robuste pour estimer la perte de densité sèche en fonction du temps. A partir des chronoséquence de 12 ans et 13 ans, le taux de décomposition est compris entre $0,093 \text{ an}^{-1}$ (Areuse) et $0,095 \text{ an}^{-1}$ (Rigi), soit une durée de décomposition pour $t_{0.95}$ estimée à 32 ans. Nous pouvons dire dès à présent que les résultats obtenus à des altitudes moyennes de 740 m (Areuse) et 665 m (Rigi) sont plutôt proches, malgré des expositions opposées.

Si nous regardons à présent la chronoséquence de 22 ans sur le site de Rigi, le taux de décomposition est égal à $0,063 \text{ an}^{-1}$, soit une durée de décomposition plus lente, estimée pour $t_{0.95}$ à 48 ans. A l'échelle globale, le taux de décomposition est de $0,065 \text{ an}^{-1}$, soit une durée de décomposition pour $t_{0.95}$ de 46 ans.

Comparaison avec la littérature

Il existe peu de références sur cette essence. Les résultats sur les deux sites Suisses ont été comparés aux travaux de Muller-Using et Bartsch (2009) à partir d'une chronoséquence de 28 ans en Allemagne, et présentés dans la figure 55 et le tableau 20.

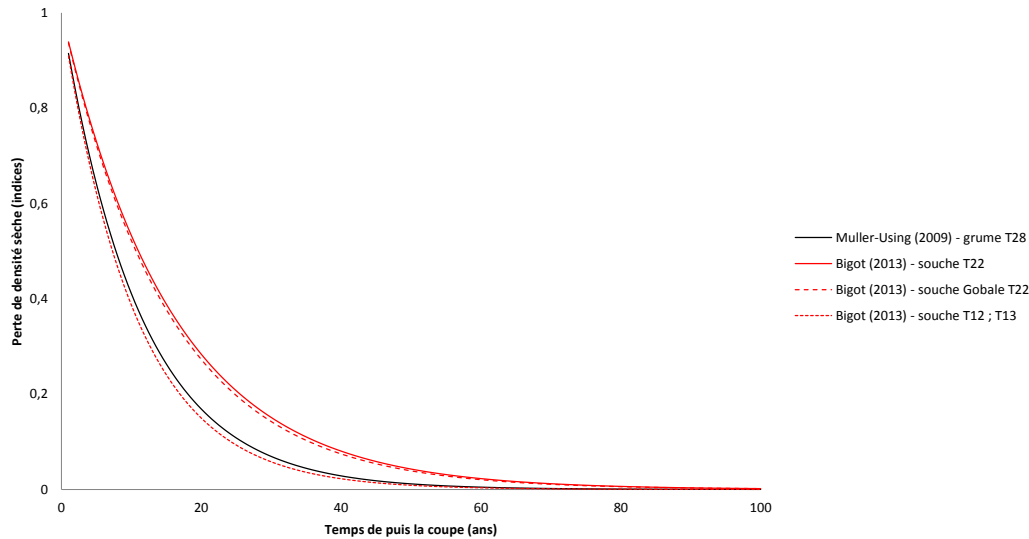


Figure 55 – Comparaison des taux de décomposition en fonction du temps obtenus avec ceux des précédents travaux publiés à ce jour [*F. sylvatica*]

Références	Type de rémanent	Pays	PAM(mm)*	TAM(°C)**	$k (an^{-1})$
Muller-Using <i>et al.</i> , 2009	Grume	Allemagne	1032	7	0.089
Bigot, 2013	Souche	Suisse Areuse	1300	7.7	0.095
Bigot, 2013	Souche	Suisse Rigi	1300	7.4	0.063
Bigot, 2013	Souche	Suisse globale	1300	7.5	0.065

Tableau 20 – Classification des taux de décomposition extraits de la littérature [*F. sylvatica*]. Les résultats de cette étude apparaissent en vert.

* PAM = Pluies Annuelles Moyennes

** TAM = Températures Annuelles Moyennes

Muller-Using et Bartsch (2009) ont estimé à 35 ans pour $t_{0.95}$, la durée de décomposition des grumes au sol. A partir des chronoséquences de 12 ans et 13 ans, nous estimons une durée de décomposition plutôt proche à 32 ans. Cependant, à partir de la chronoséquence de 22 ans, nous estimons une durée de décomposition supérieure, comprise entre 46 et 48 ans. Une des explication logique sur cette différenciation entre cette précédente étude et nos résultats, serait de dire que le hêtre se décompose moins rapidement en montagne avec l'effet de l'altitude.

5.1.4 Synthèse

Au regard des résultats que nous venons de présenter, la fonction exponentielle négative apparaît comme étant le modèle le plus robuste pour estimer la décomposition du bois en terme de densité sèche. En annexe 3, nous donnons les résultats des modèles de perte de

densité sèche depuis la date de coupe représentés en pourcentage. Le tableau suivant résume les modèles retenus pour chaque essence.

Essences	Chrono (ans)	Rémanents	k (an^{-1})	$t_{0,50}$	$t_{0,95}$
Pin noir	19	Souche	0.076	9	39
	20	Racine	0.036	19	83
	10	Grume	0.030	23	100
Épicéa	22	Souche	0.067	10	45
	22	Grume	0.073	9	41
Hêtre	13	Souche	0.093	7	32
	22	Souche	0.063	11	48

Tableau 21 – Récapitulatif des modèles proposés pour estimer la décomposition du bois en terme de densité sèche en fonction du temps

Pour chaque essence étudiée, les souches (partie aérienne) perdent 50% de leur densité sèche au bout des 10 premières années (figure 56). Concernant les racines, elles se décomposent deux fois moins rapidement que la partie aérienne des souches. En ce qui concerne les grumes d'épicéa, elles se décomposent plus rapidement que les souches. Ces résultats sont en accord avec les conclusions des précédents travaux sur cette essence. Pour le cas des grumes de pin noir d'Autriche, elles se décomposent plus lentement que les souches. Cependant, ces résultats sont à nuancer car ils ont été obtenus à partir d'une chronoséquence de 10 ans et de ce fait, nous estimons n'avoir que l'amorce de la courbe. Le temps de décomposition des grumes estimé dans cette étude est certainement équivalent ou plus court que pour les souches.

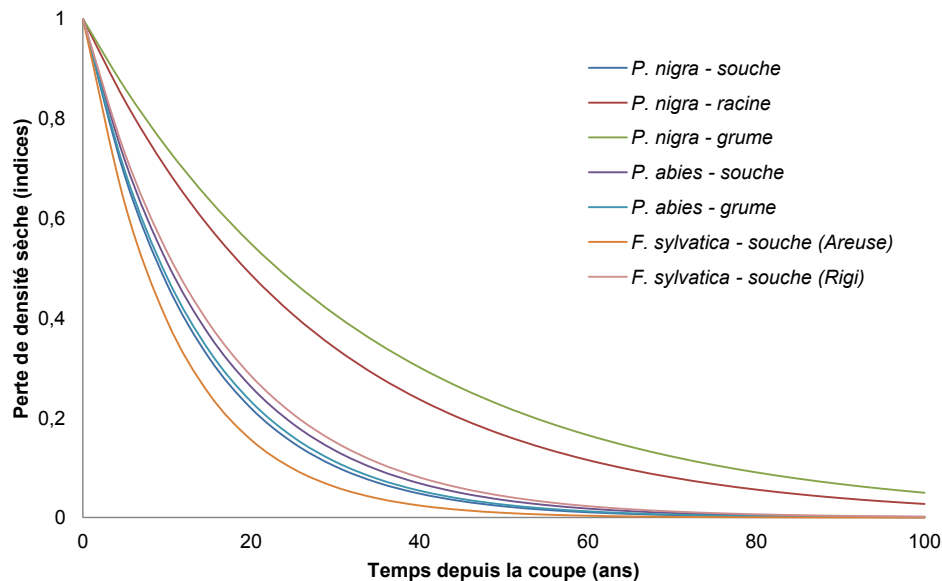


Figure 56 – Évolution de la densité sèche en fonction du temps pour les rémanents étudiés

5.2 L'estimation de la dégradation du bois à partir des indicateurs mécaniques et chimiques

Dans cette partie, nous présentons les résultats issus des analyses des données relatives aux indicateurs de dégradation : densité relative ou résistance au forage, résistance à la pénétration, composants chimiques et tests mécaniques. Les valeurs brutes ont été normalisées par rapport à la valeur maximum obtenue à T_0 .

5.2.1 Le pin noir d'Autriche

Les résultats pour la densité relative mesurée avec le résistographe

Les résultats pour la densité relative noté "DR" sont présentés dans la figure 57 et le tableau 22.

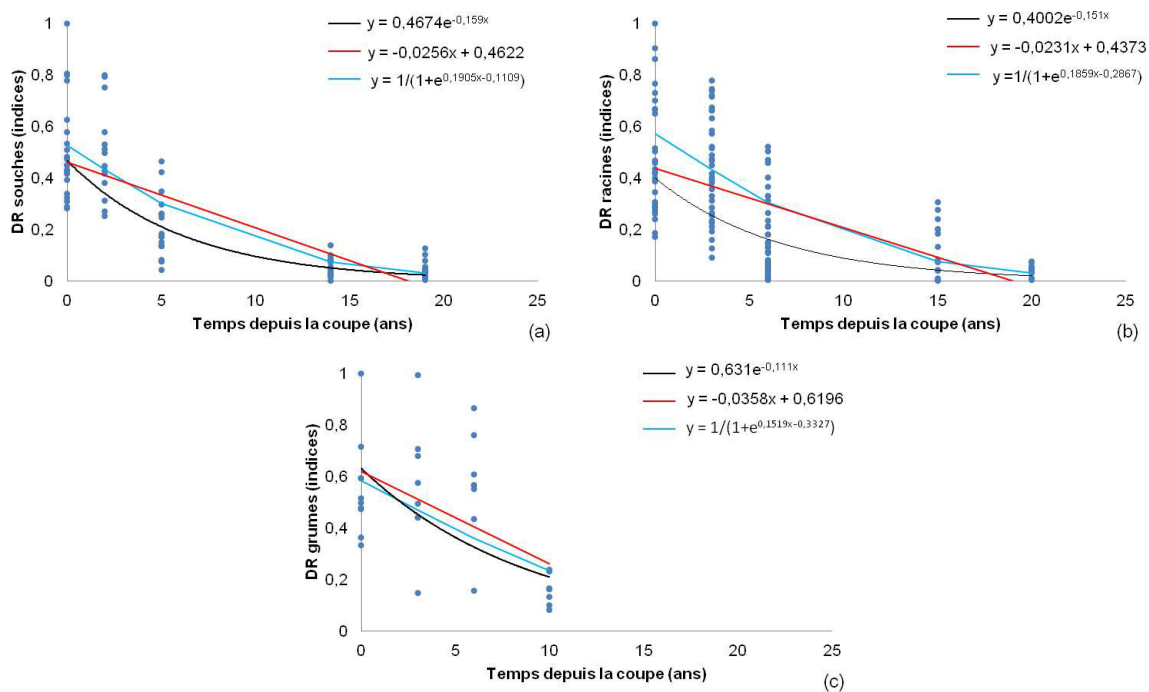


Figure 57 – Évolution de la densité relative en fonction du temps [*P. nigra*]

Rémanents	Modèles	Min	Max	R^2	RMSE	k (an^{-1})	$t_{0.5}$	$t_{0.95}$
Souches	Exponentiel	0.023	0.467	0.69	0.141	0.159	4	19
	Linéaire	0.001	0.462	0.62	0.149	0.323	2	9
	Sigmoïde	0.029	0.528	0.69	0.136	0.153	5	20
Racines	Exponentiel	0.020	0.400	0.44	0.199	0.151	5	20
	Linéaire	0.001	0.437	0.40	0.188	0.419	2	7
	Sigmoïde	0.031	0.571	0.44	0.189	0.145	5	21
Grumes	Exponentiel	0.208	0.631	0.26	0.217	0.111	6	27
	Linéaire	0.262	0.620	0.33	0.199	0.086	8	35
	Sigmoïde	0.234	0.582	0.31	0.205	0.091	8	33

Tableau 22 – Résultats des modèles pour l'évolution de la densité relative en fonction du temps [*P. nigra*]

Le modèle représenté par la fonction sigmoïde est le plus robuste pour estimer la perte de densité relative en fonction du temps pour les souches ($R^2 = 0,69$; RMSE = 0,136) et leurs racines ($R^2 = 0,44$; RMSE = 0,189). Cependant, pour les grumes c'est l'ajustement linéaire qui donne les meilleurs résultats ($R^2 = 0,33$; RMSE = 0,199).

Le taux de dégradation obtenu à partir du résistographe est nettement supérieur au taux de décomposition obtenu à partir de la mesure de la densité sèche vu dans la partie précédente. La partie aérienne des souches perd deux fois plus de densité relative que de densité sèche sur la même période. Les racines, quant à elles, en perdraient quatre fois plus. Ainsi, nous obtenons une durée de dégradation similaire pour la partie aérienne des souches et les racines, avec $t_{0.5}$ égale à 5 ans et $t_{0.95}$ égale à 20 ans. Pour le cas des grumes, leur résistance diminue trois fois plus rapidement que leur densité sèche avec $t_{0.5}$ égale à 8 ans, et $t_{0.95}$ égale à 35 ans.

Les résultats pour la résistance à la pénétration mesurée avec le pilodyn

Les résultats pour résistance à la pénétration noté "RP" sont présentés dans la figure 58 et le tableau 23.

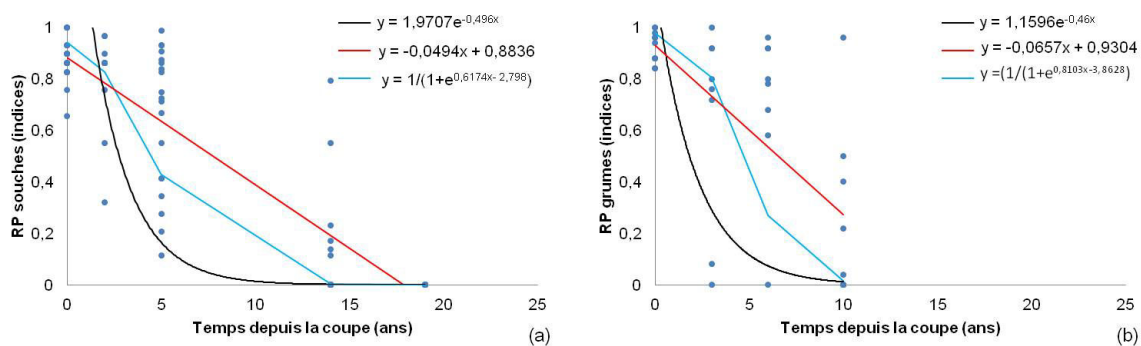


Figure 58 – Évolution de la résistance à la pénétration en fonction du temps [*P. nigra*]

Rémanents	Modèles	Min	Max	R^2	RMSE	k (an^{-1})	$t_{0,5}$	$t_{0,95}$
Souches	Exponentiel	0.001	1.971	0.49	0.591	0.496	1	6
	Linéaire	0.001	0.884	0.81	0.177	0.357	2	8
	Sigmoïde	0.001	0.999	0.30	0.464	0.364	2	8
Grumes	Exponentiel	0.732	1.160	0.43	0.444	0.046	15	65
	Linéaire	0.273	0.930	0.44	0.286	0.122	6	24
	Sigmoïde	0.014	0.979	0.37	0.362	0.423	2	7

Tableau 23 – Résultats des modèles pour l'évolution de la résistance à la pénétration en fonction du temps [*P. nigra*]

La fonction linéaire est le modèle le plus robuste pour estimer la résistance à la pénétration en fonction du temps mesurée au pilodyn, aussi bien pour les souches ($R^2 = 0,81$; RMSE = 0,177), que pour les grumes ($R^2 = 0,44$; RMSE = 0,286).

Les mesures avec le pilodyn donnent des taux de dégradation pour les souches encore plus rapides que précédemment avec $t_{0,5}$ estimé à 2 ans et $t_{0,95}$ estimé à 8 ans. Pour les grumes, nous estimons $t_{0,5}$ à 6 ans et $t_{0,95}$ à 24 ans.

Les résultats pour la dégradation des composants chimiques mesurée avec la SPIR

Les résultats pour l'indicateur de dégradation chimique "WCD" sont présentés dans la figure 59 et le tableau 24.

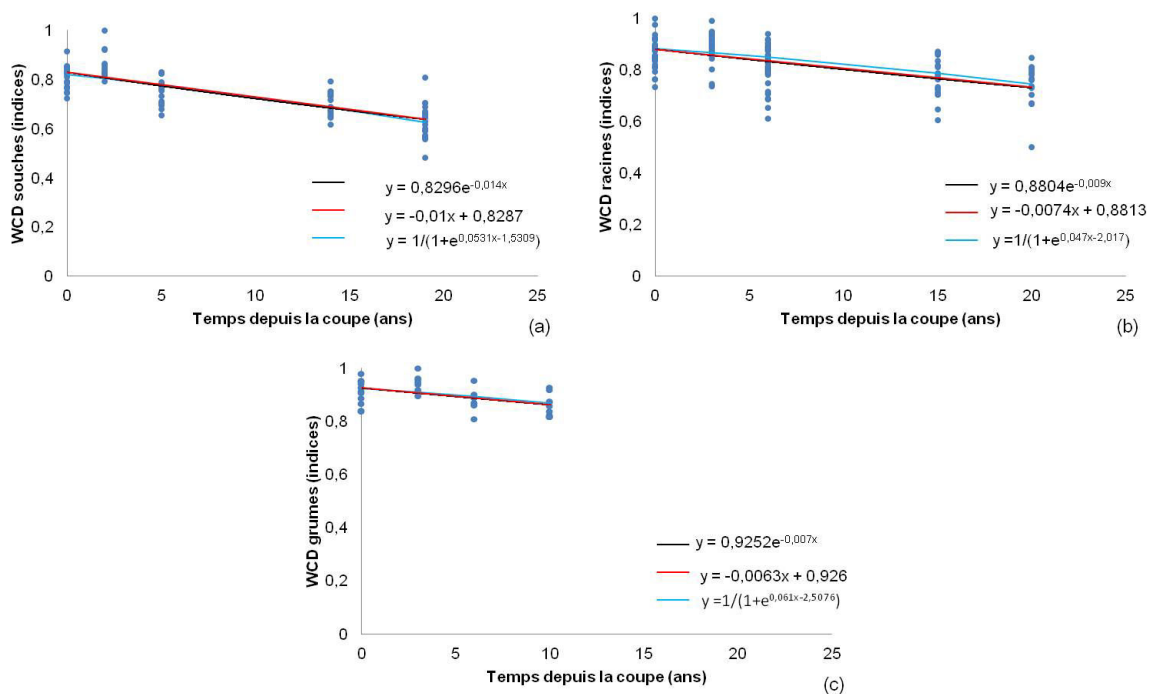


Figure 59 – Évolution de la dégradation chimique en fonction du temps [*P. nigra*]

Rémanents	Modèles	Min	Max	R^2	RMSE	k (an^{-1})	$t_{0.5}$	$t_{0.95}$
Souches	Exponentiel	0.636	0.830	0.61	0.060	0.014	50	214
	Linéaire	0.639	0.829	0.61	0.060	0.014	51	219
	Sigmoïde	0.628	0.822	0.61	0.060	0.014	49	211
Racines	Exponentiel	0.735	0.880	0.31	0.072	0.009	77	333
	Linéaire	0.733	0.881	0.31	0.072	0.009	75	326
	Sigmoïde	0.746	0.883	0.31	0.072	0.008	82	356
Grumes	Exponentiel	0.863	0.925	0.24	0.043	0.007	99	428
	Linéaire	0.863	0.926	0.25	0.043	0.007	98	425
	Sigmoïde	0.870	0.925	0.26	0.043	0.006	113	488

Tableau 24 – Résultats des modèles pour l'évolution de la dégradation chimique en fonction du temps [*P. nigra*]

Les ajustements testés donnent des résultats similaires pour la dégradation des principaux composants chimiques du bois dans le temps.

Contrairement aux autres indicateurs de dégradation, cet indicateur chimique surestime le temps nécessaire à la dégradation par rapport à la densité sèche. En effet, la durée de dégradation chimique des souches pour $t_{0.95}$ est comprise entre 211 ans et 219 ans, tandis que la durée de dégradation chimique des racines pour $t_{0.95}$ est comprise entre 326 ans et 356 ans, et la dégradation chimique des grumes pour $t_{0.95}$ est comprise entre 425 ans et 488 ans. Au regard de ces résultats, cet indicateur n'est pas représentatif de la réalité terrain et ne peut donc pas être utilisé pour estimer la dégradation du pin noir d'Autriche en fonction du temps.

Cependant, avec cet indicateur, nous retrouvons la même tendance d'évolution que la perte de densité sèche. Ainsi, les souches se dégradent plus rapidement que les racines.

Les résultats pour la résistance mécanique mesurée avec les tests d'impact

Les résultats pour la résistance mécanique exprimés en fonction de la quantité de mouvement calculée à partir de l'intégrale de la force (I), et le delta d'énergie cinétique (ΔE_c) sont présentés dans la figure 60 et le tableau 25.

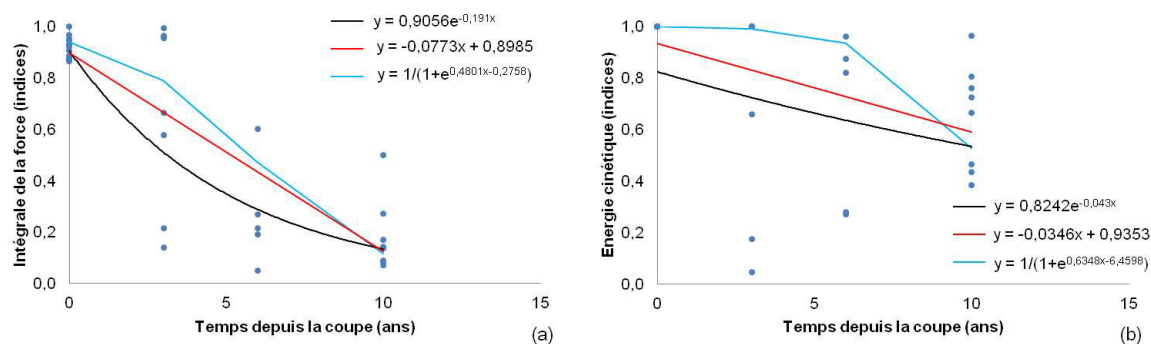


Figure 60 – Évolution de la résistance mécanique en fonction du temps mesurée à partir de l'intégrale de la force (a) et du delta d'énergie cinétique (b) [*P. nigra*]

Rémanents	Modèles	<i>Min</i>	<i>Max</i>	R^2	<i>RMSE</i>	<i>k</i>	$t_{0.5}$	$t_{0.95}$
Intégrale de la force (<i>I</i>)	Exponentiel	0.134	0.906	0.69	0.213	0.191	4	16
	Linéaire	0.126	0.899	0.68	0.206	0.197	4	15
	Sigmoïde	0.116	0.941	0.67	0.219	0.210	3	14
Énergie cinétique (ΔE_c)	Exponentiel	0.536	0.824	0.23	0.274	0.043	16	70
	Linéaire	0.589	0.935	0.22	0.258	0.046	15	65
	Sigmoïde	0.528	0.998	0.10	0.296	0.064	11	47

Tableau 25 – Résultats des modèles pour l'évolution de la résistance mécanique en fonction du temps [*P. nigra*]

Lors des essais, neuf grumes sur trente sept ont été brisées au premier impact (principalement à T_6 et T_{10}). La fonction exponentielle est le modèle le plus robuste pour estimer la perte de résistance mécanique en fonction du temps :

- à partir du calcul de dissipation de la quantité de mouvement, la perte de résistance mécanique pour $t_{0.5}$ est estimée à 4 ans, et pour $t_{0.95}$ est estimée à 16 ans ($R^2 = 0,69$; $RMSE = 0,213$) (figure 60(a)) ;
- à partir du calcul du delta d'énergie cinétique, la durée de résistance mécanique des grumes pour $t_{0.5}$ est estimée à 16 ans, et pour $t_{0.95}$ est estimée à 70 ans ($R^2 = 0,23$; $RMSE = 0,274$) (figure 60(b)).

De ces deux modèles, la quantité de mouvement est le modèle le plus robuste pour exprimer la résistance mécanique en fonction du temps.

5.2.2 L'épicéa

Les résultats pour la densité relative mesurée avec résistographe

Les résultats pour la densité relative sont présentés dans la figure 61 et le tableau 26.

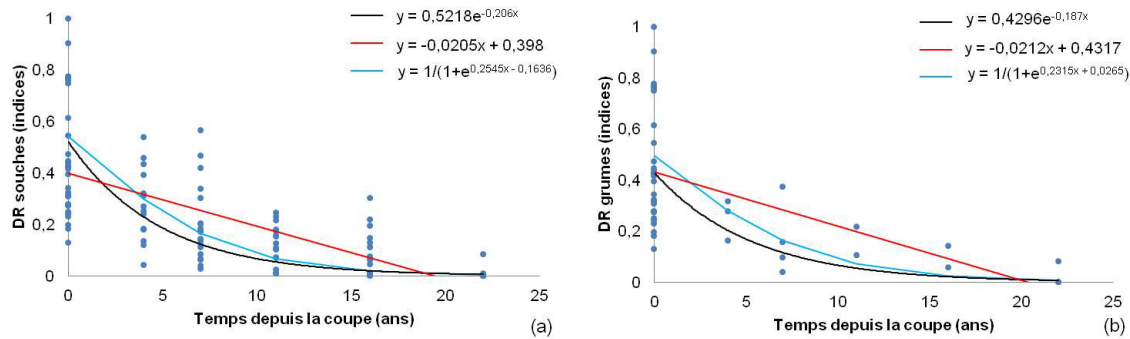


Figure 61 – Évolution de la densité relative en fonction du temps [*P. abies*]

Rémanents	Modèles	Min	Max	R^2	RMSE	$k \text{ (an}^{-1}\text{)}$	$t_{0,5}$	$t_{0,95}$
Souches	Exponentiel	0.006	0.522	0.48	0.167	0.206	3	15
	Linéaire	0.001	0.398	0.45	0.285	0.272	3	11
	Sigmoïde	0.004	0.541	0.49	0.166	0.219	3	14
Grumes	Exponentiel	0.007	0.430	0.39	0.198	0.187	4	16
	Linéaire	0.001	0.432	0.36	0.199	0.276	3	11
	Sigmoïde	0.006	0.493	0.39	0.199	0.201	3	15

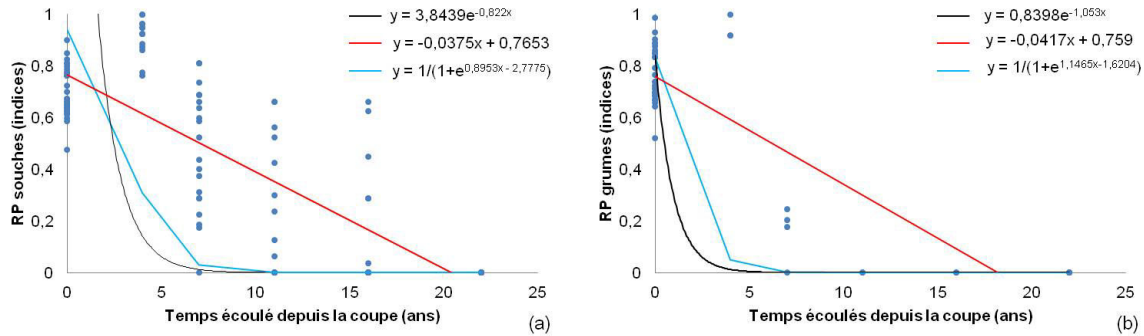
Tableau 26 – Résultats des modèles pour l'évolution de la densité relative en fonction du temps [*P. abies*]

Comme pour le pin noir d'Autriche, la fonction sigmoïde est le modèle le plus robuste pour estimer la perte de densité relative des souches ($R^2 = 0,49$; RMSE = 0,166) et des grumes ($R^2 = 0,39$; RMSE = 0,199). Avec une robustesse analogue, la fonction exponentielle peut estimer la dégradation des grumes en fonction du temps ($R^2 = 0,39$; RMSE = 0,198).

Avec cet indicateur, les souches et les grumes ont une durée de dégradation pour $t_{0,5}$ estimée à 3 ans, et pour $t_{0,95}$, elle est comprise entre 14 et 16 ans.

Les résultats pour la résistance à la pénétration mesurée avec le pilodyn

Les résultats pour la résistance à la pénétration sont présentés dans la figure 62 et le tableau 27.

Figure 62 – Évolution de la résistance à la pénétration en fonction du temps [*P. abies*]

Rémanents	Modèles	Min	Max	R^2	RMSE	k (an^{-1})	$t_{0.5}$	$t_{0.95}$
Souches	Exponentiel	0.001	3.844	0.20	1.726	0.822	1	4
	Linéaire	0.001	0.765	0.60	0.216	0.302	2	10
	Sigmoïde	0.001	0.941	0.34	0.380	0.768	1	4
Grumes	Exponentiel	0.001	0.840	0.56	0.267	1.053	1	3
	Linéaire	0.001	0.759	0.55	0.264	0.406	2	7
	Sigmoïde	0.001	0.835	0.58	0.258	1.065	1	3

Tableau 27 – Résultats des modèles pour l'évolution de la résistance à la pénétration en fonction du temps [*P. abies*]

La fonction linéaire est le modèle le plus robuste pour estimer le temps de dégradation des souches ($R^2 = 0,60$; $RMSE = 0,216$). Cependant, la fonction sigmoïde est plus robuste pour estimer le temps de dégradation des grumes ($R^2 = 0,58$; $RMSE = 0,258$).

Avec cet indicateur, le temps de dégradation des grumes est trois fois plus rapide (3 ans) que les souches (10 ans).

Les résultats pour la dégradation des composants chimiques mesurée avec la SPIR

Les résultats pour l'évolution des composants chimiques sont présentés dans la figure 63 et le tableau 28.

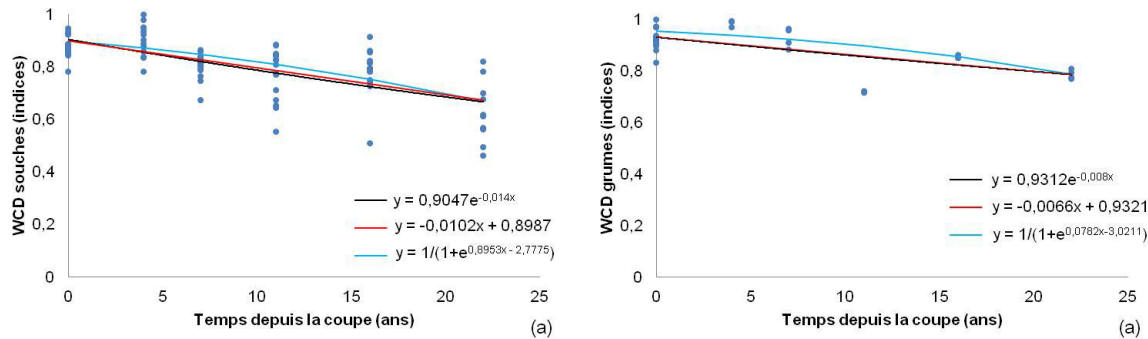


Figure 63 – Évolution de la dégradation chimique en fonction du temps [*P. abies*]

Rémanents	Modèles	Min	Max	R ²	RMSE	k (an ⁻¹)	t _{0,5}	t _{0,95}
Souches	Exponentiel	0.665	0.905	0.44	0.080	0.014	50	214
	Linéaire	0.674	0.899	0.44	0.079	0.013	53	229
	Sigmoïde	0.670	0.899	0.46	0.079	0.013	52	224
Grumes	Exponentiel	0.781	0.931	0.46	0.054	0.008	87	374
	Linéaire	0.787	0.932	0.46	0.054	0.039	90	389
	Sigmoïde	0.786	0.954	0.46	0.059	0.009	79	341

Tableau 28 – Résultats des modèles pour l'évolution de la dégradation chimique en fonction du temps [*P. abies*]

Au regard des résultats obtenus, les trois ajustements testés donnent des résultats similaires. L'ensemble des ajustements testés peut estimer la durée de dégradation chimique. La durée de la dégradation chimique des souches est comprise entre 214 ans et 229 ans, et la durée de la dégradation chimique des grumes qui est comprise entre 341 ans et 389 ans. Comme précédemment pour le pin noir d'Autriche, cet indicateur ne permet d'estimer la dégradation de l'épicéa en fonction du temps.

5.2.3 Le hêtre

Les résultats pour la densité relative mesurée avec le résistographe

Les résultats pour la densité relative sont présentés dans la figure 64 et le tableau 29.

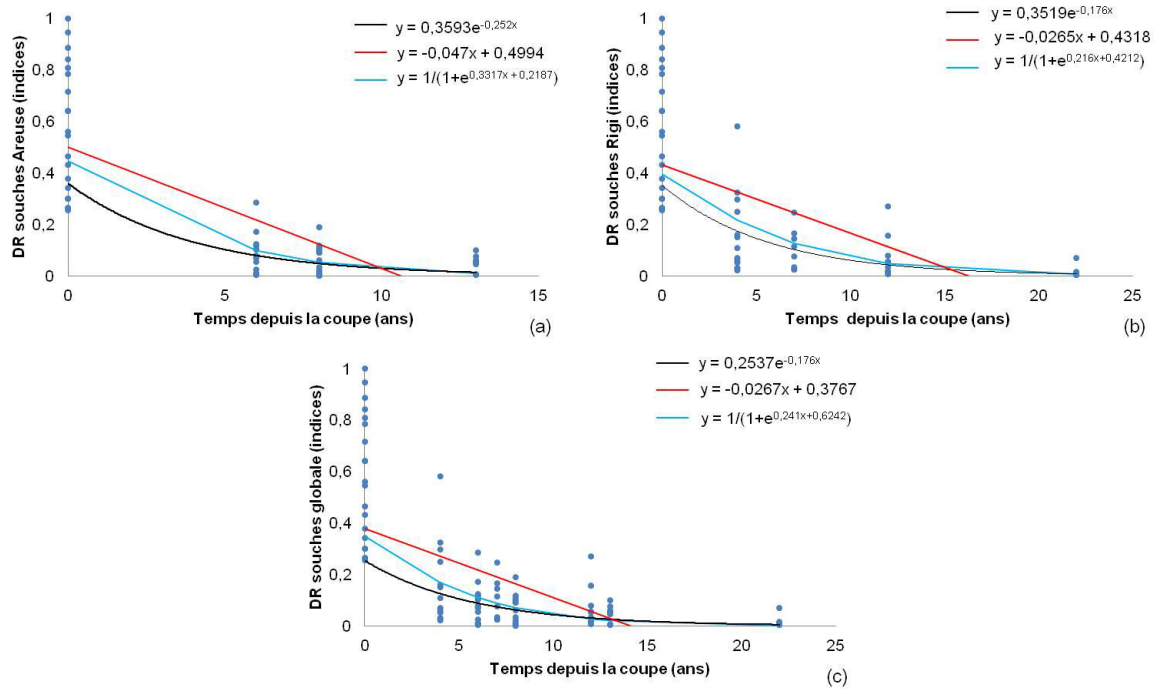


Figure 64 – Évolution de la densité relative en fonction du temps [*F. sylvatica*]

Rémanents	Modèles	Min	Max	R^2	RMSE	$k \text{ (an}^{-1}\text{)}$	$t_{0,5}$	$t_{0,95}$
Souche Areuse	Exponentiel	0.014	0.359	0.71	0.193	0.252	3	12
	Linéaire	0.001	0.499	0.65	0.172	0.655	1	5
	Sigmoïde	0.011	0.446	0.71	0.167	0.287	2	10
Souche Rigi	Exponentiel	0.007	0.352	0.62	0.210	0.176	4	17
	Linéaire	0.001	0.432	0.48	0.208	0.276	3	11
	Sigmoïde	0.006	0.396	0.60	2.087	0.193	4	15
Souche globale	Exponentiel	0.005	0.254	0.65	0.197	0.176	4	17
	Linéaire	0.001	0.377	0.49	0.179	0.270	3	11
	Sigmoïde	0.003	0.349	0.65	0.168	0.222	3	14

Tableau 29 – Résultats des modèles pour l'évolution de la densité relative en fonction du temps [*F. sylvatica*]

La fonction exponentielle et la fonction sigmoïde représentent les modèles les plus robustes pour estimer la perte de densité relative des souches en fonction du temps. Sur le site d'Areuse, la durée de dégradation des souches pour les paramètres étudiés est estimée pour $t_{0,95}$ égale à 10 ans. Sur le site de Rigi, la durée de dégradation des souches est estimée pour $t_{0,95}$ égale à 17 ans. Si nous regroupons les deux jeux de données (modèle global), le modèle estime la

durée de dégradation des souches pour ce paramètre entre 14 ans et 17 ans pour $t_{0.95}$, soit une durée de dégradation équivalente à celle de l'épicéa.

Les résultats pour la résistance à la pénétration mesurée avec le pilodyn

Les résultats pour l'indicateur de résistance à la pénétration sont présentés dans la figure 65 et le tableau 30.

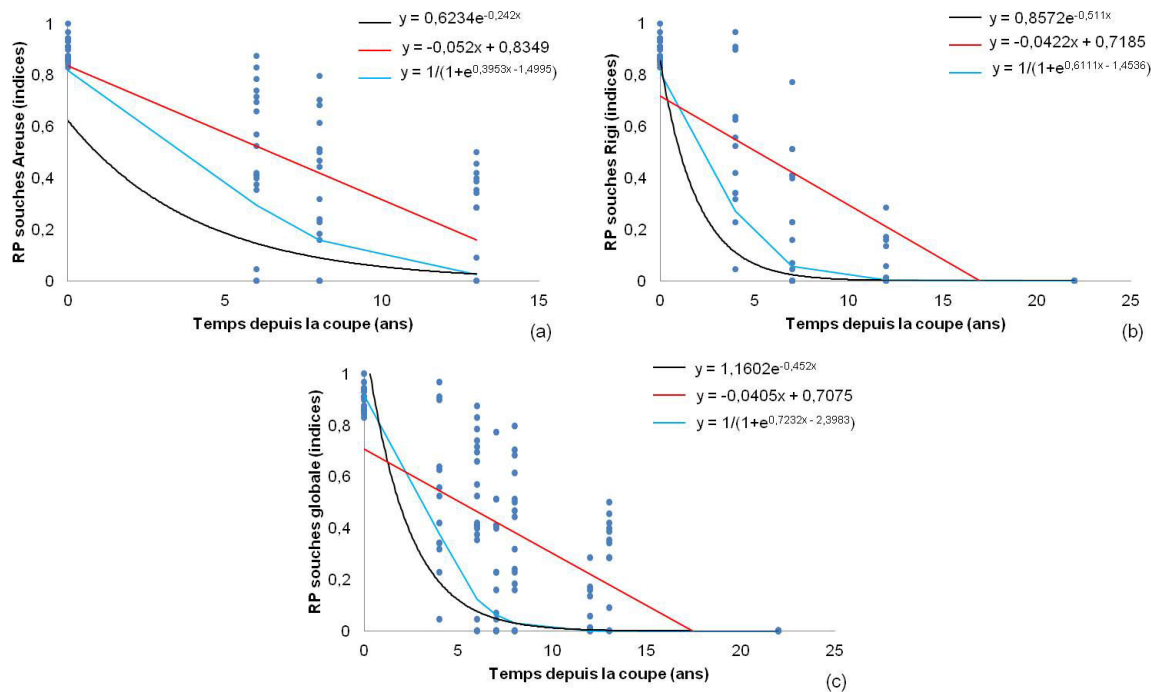


Figure 65 – Évolution de la résistance à la pénétration en fonction du temps [*F. sylvatica*]

Rémanents	Modèles	Min	Max	R^2	RMSE	k (an^{-1})	$t_{0.5}$	$t_{0.95}$
Souche Areuse	Exponentiel	0.027	0.623	0.57	0.345	0.242	3	12
	Linéaire	0.159	0.835	0.52	0.228	0.128	5	23
	Sigmoïde	0.026	0.817	0.58	0.271	0.266	3	11
Souche Rigi	Exponentiel	0.001	0.857	0.66	0.262	0.511	1	6
	Linéaire	0.001	0.719	0.69	0.227	0.299	2	10
	Sigmoïde	0.001	0.811	0.75	0.220	0.535	1	6
Souche globale	Exponentiel	0.001	1.160	0.49	0.337	0.452	2	7
	Linéaire	0.001	0.708	0.51	0.242	0.299	2	10
	Sigmoïde	0.001	0.917	0.52	0.294	0.610	1	5

Tableau 30 – Résultats des modèles pour l'évolution de la résistance à la pénétration en fonction du temps [*F. sylvatica*]

La fonction sigmoïde est le modèle le plus robuste pour estimer le temps de dégradation du hêtre avec le pénétromètre pilodyn.

Sur le site d'Areuse, la perte de résistance des souches est estimée pour $t_{0.95}$ à 11 ans, tandis que sur le site de Rigi, elle est estimée à 6 ans. A partir des données des deux sites confondus (l'échelle globale), elle est estimée à 5 ans.

Les résultats pour la dégradation des composants chimiques mesurée avec la SPIR

Les résultats pour la dégradation chimique sont présentés dans la figure 66 et le tableau 31.

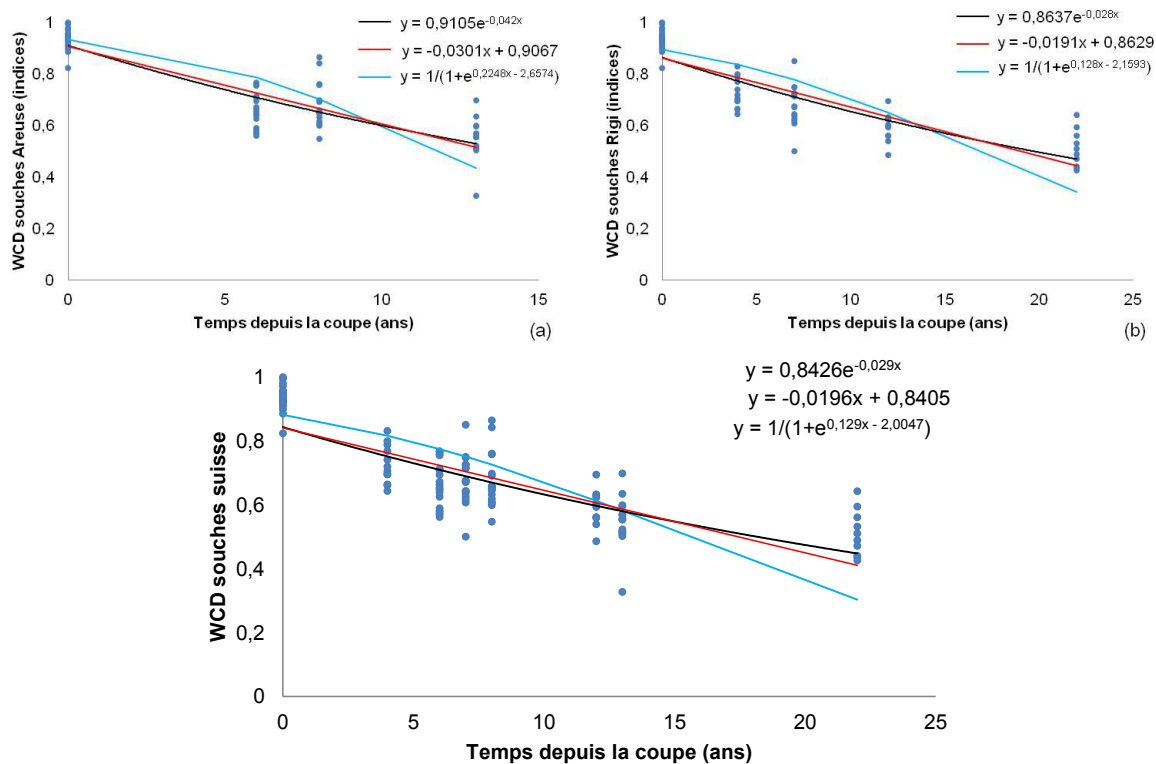


Figure 66 – Évolution de la dégradation chimique en fonction du temps [*F. sylvatica*]

Rémanents	Modèles	Min	Max	R^2	RMSE	k (an^{-1})	$t_{0.5}$	$t_{0.95}$
Souche Areuse	Exponentiel	0.527	0.911	0.78	0.074	0.042	17	71
	Linéaire	0.477	0.976	0.78	0.075	0.055	13	54
	Sigmoïde	0.434	0.934	0.64	0.106	0.059	12	51
Souche Rigi	Exponentiel	0.466	0.864	0.78	0.076	0.028	25	107
	Linéaire	0.443	0.883	0.72	0.084	0.030	23	99
	Sigmoïde	0.341	0.897	0.62	0.115	0.044	16	68
Souche globale	Exponentiel	0.445	0.843	0.68	0.081	0.029	24	103
	Linéaire	0.409	0.840	0.62	0.087	0.033	21	92
	Sigmoïde	0.303	0.881	0.53	0.111	0.049	14	62

Tableau 31 – Résultats des modèles pour l'évolution de la dégradation chimique en fonction du temps [*F. sylvatica*]

Les fonctions exponentielles sont les modèles les plus robustes pour estimer la dégradation chimique du bois. Le temps de dégradation des souches à partir des chronoséquences de 12 ans et 13 ans est estimé à 71 ans. La durée de dégradation obtenue à partir de la chronoséquence de 22 ans est plus longue, soit 107 ans. Au final, le modèle global estime à 103 ans le temps de dégradation pour $t_{0.95}$.

En conclusion, même si les résultats obtenus à partir de cet indicateur sont plus pertinents pour le hêtre, dont les données étaient celles utilisées pour la construction du modèle chimique de décomposition du bois WCD, celui-ci reste néanmoins peu fiable au regard des observations terrains.

5.2.4 Synthèse

L'ensemble des résultats des modèles de dégradation du bois depuis la date de coupe est exprimé en pourcentage dans l'annexe 4.

Les tableaux ci-dessous donnent la synthèse des modèles les plus robustes dans le cadre de ce travail de thèse pour chaque essence avec :

Code couleur	Type de modèle retenu
	Modèle exponentiel
	Modèle sigmoïde
	Modèle linéaire
	Absence de donnée

Indicateurs	<i>Pinus nigra</i>		
	Souche	Racine	Grume
Types de rémanent			
Densité sèche (<i>DS</i>)	$R^2 = 0.88$ (RMSE=0.064)	$R^2 = 0.46$ (RMSE=0.080)	$R^2 = 0.55$ (RMSE=0.099)
Densité relative (<i>DR</i>)	$R^2 = 0.69$ (RMSE=0.0136)	$R^2 = 0.44$ (RMSE=0.189)	$R^2 = 0.31$ (RMSE=0.205)
Résistance à la pénétration (<i>RP</i>)	$R^2 = 0.81$ (RMSE=0.177)		$R^2 = 0.44$ (RMSE=0.286)
Composants chimiques (<i>WCD</i>)	$R^2 = 0.61$ (RMSE=0.060)	$R^2 = 0.31$ (RMSE=0.072)	$R^2 = 0.24$ (RMSE=0.043)
Résistance mécanique (<i>RM</i>)			$R^2 = 0.69$ (RMSE=0.213)

Tableau 32 – Synthèse des modèles de dégradation les plus pertinents en fonction du temps [*P. nigra*]

Indicateurs	<i>Picea abies</i>	
	Souche	Grume
Types de rémanent		
Densité sèche (<i>DS</i>)	$R^2 = 0.75$ (RMSE=0.073)	$R^2 = 0.82$ (RMSE=0.347)
Densité relative (<i>DR</i>)	$R^2 = 0.49$ (RMSE=0.166)	$R^2 = 0.39$ (RMSE=0.199)
Résistance à la pénétration (<i>RP</i>)	$R^2 = 0.60$ (RMSE=0.216)	$R^2 = 0.58$ (RMSE=0.258)
Composants chimiques (<i>WCD</i>)	$R^2 = 0.44$ (RMSE=0.080)	$R^2 = 0.46$ (RMSE=0.054)
Résistance mécanique (<i>RM</i>)		

Tableau 33 – Synthèse des modèles de dégradation les plus pertinents en fonction du temps [*P. abies*]

Indicateurs	<i>Fagus sylvatica</i>	
	Souche $T_{12,13}$	Souche T_{22}
Types de rémanent		
Densité sèche (<i>DS</i>)	$R^2 = 0.82$ (RMSE=0.014)	$R^2 = 0.80$ (RMSE=0.086)
Densité relative (<i>DR</i>)	$R^2 = 0.71$ (RMSE=0.167)	$R^2 = 0.65$ (RMSE=0.168)
Résistance à la pénétration (<i>RP</i>)	$R^2 = 0.58$ (RMSE=0.271)	$R^2 = 0.52$ (RMSE=0.294)
Composants chimiques (<i>WCD</i>)	$R^2 = 0.78$ (RMSE=0.074)	$R^2 = 0.78$ (RMSE=0.076)
Résistance mécanique (<i>RM</i>)		

Tableau 34 – Synthèse des modèles de dégradation les plus pertinents en fonction du temps [*F. sylvatica*]

A la lecture de ces tableaux, deux tendances en terme de loi de comportement ressortent nettement pour chacune des essences étudiées :

1. Les indicateurs de densité sèche (DS), de dégradation chimique (WCD) et mécanique (RM) suivent une loi exponentielle négative.
2. L'indicateur de densité relative (DR) suit une loi de type sigmoïde.

L'indicateur de résistance à la pénétration (RP) suit une loi de type sigmoïde ou linéaire. Cependant, cet indicateur est celui qui où l'on observe une plus grande variabilité entre les mesures et fournit ainsi les modèles les moins robustes.

Le tableau 35 donne la synthèse des taux de dégradation estimée pour chaque indicateur en fonction du temps. Les indicateurs de dégradation construits à partir du résistographe, du pilodyn et des tests mécaniques estiment une perte de résistance très rapide, n'excédant pas 30 ans pour $t_{0.95}$, pour chacun des rémanents étudiés et quelque soit l'essence.

Par rapport à la densité sèche, ces indicateurs donnent des taux de décomposition nettement supérieurs, et donc une vitesse de décomposition très rapide. A l'inverse, l'indicateur de dégradation chimique donne des taux de dégradation plus faibles en atteignant un maximum de durée de dégradation des grumes de pin noir pour $t_{0.95}$ égale à 428 ans.

Essences	Rémanents	DR			RP			WCD			RM		
		k	$t_{0.50}$	$t_{0.95}$	k	$t_{0.50}$	$t_{0.95}$	k	$t_{0.50}$	$t_{0.95}$	k	$t_{0.50}$	$t_{0.95}$
<i>P. nigra</i>	Souche	0.153	5	20	0.357	2	8	0.014	50	214			
	Racine	0.145	5	21				0.009	77	333			
	Grume	0.091	8	33	122	6	24	0.007	99	428	0.191	4	16
<i>P. abies</i>	Souche	0.219	3	14	0.302	2	10	0.014	50	214			
	Grume	0.201	3	15	1.065	1	3	0.008	87	341			
<i>F. sylvatica</i>	Souche	0.287	2	10	0.535	1	6	0.042	17	71			
	Souche	0.222	3	14	0.610	1	5	0.029	24	103			

Tableau 35 – Récapitulatif des taux de dégradation obtenus et du temps estimé depuis la coupe pour perdre 50% ($t_{0.5}$) et 95% ($t_{0.95}$) pour chaque indicateur de dégradation avec : DR = densité relative, RP = résistance à la pénétration, WCD = composants chimiques et RM = résistance mécanique

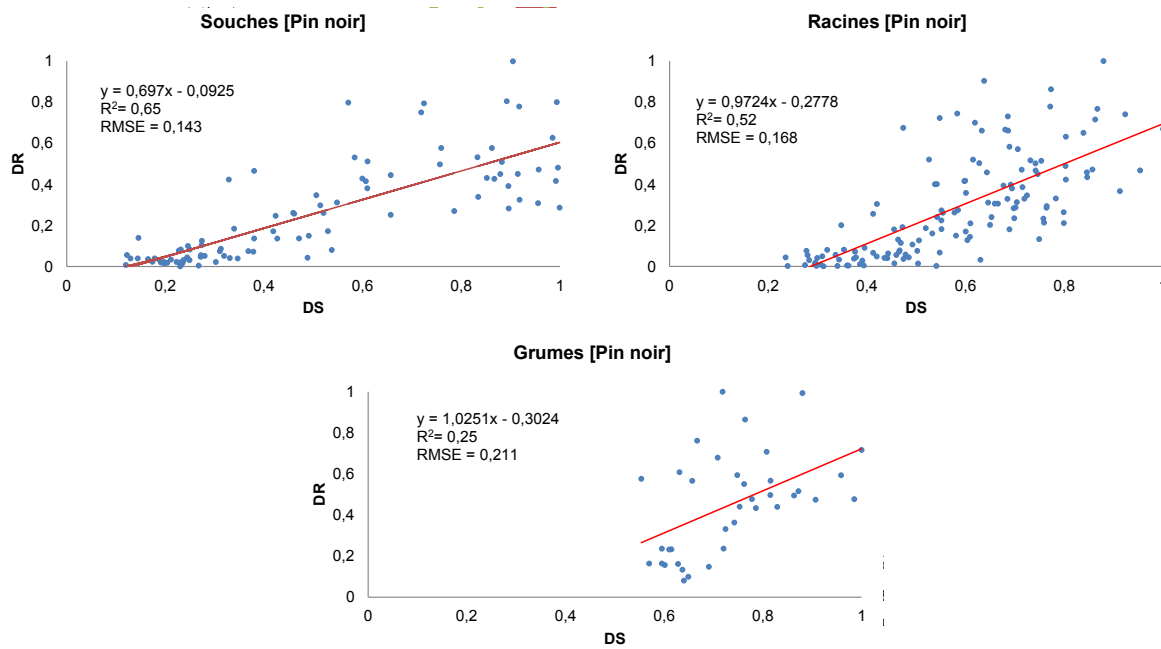
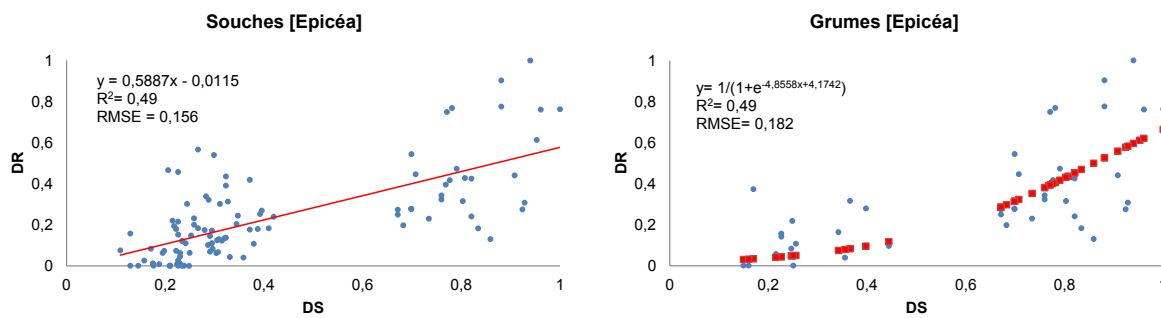
Dans la partie suivante, nous présentons les résultats des corrélations entre ces indicateurs de dégradation et l'indicateur de densité sèche présenté précédemment.

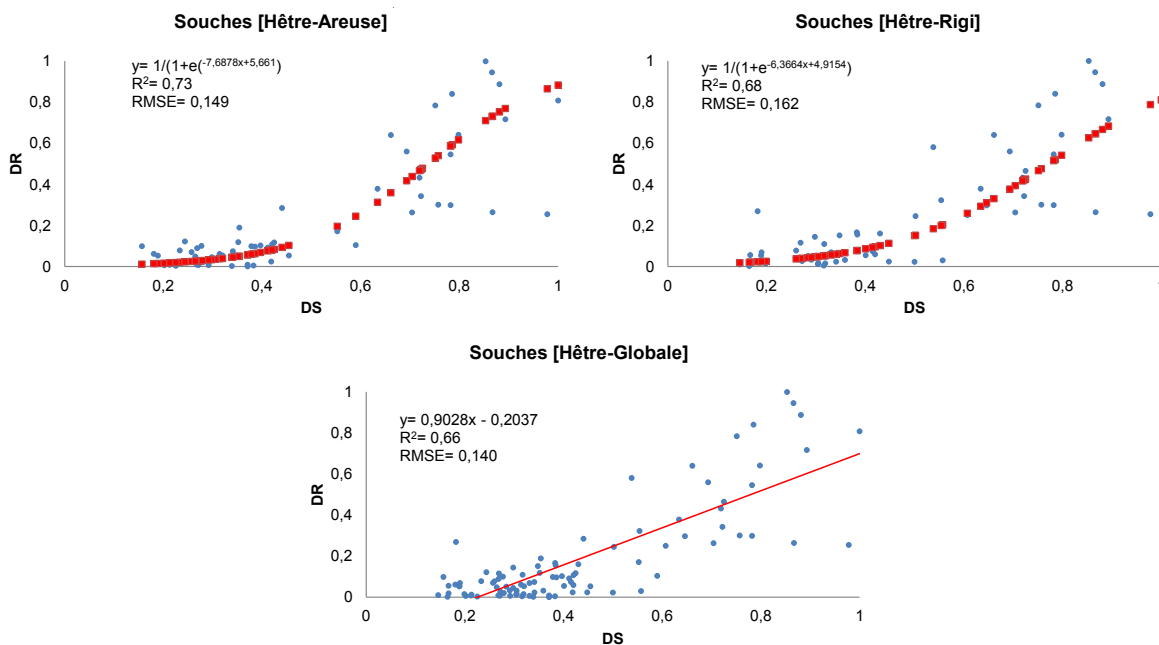
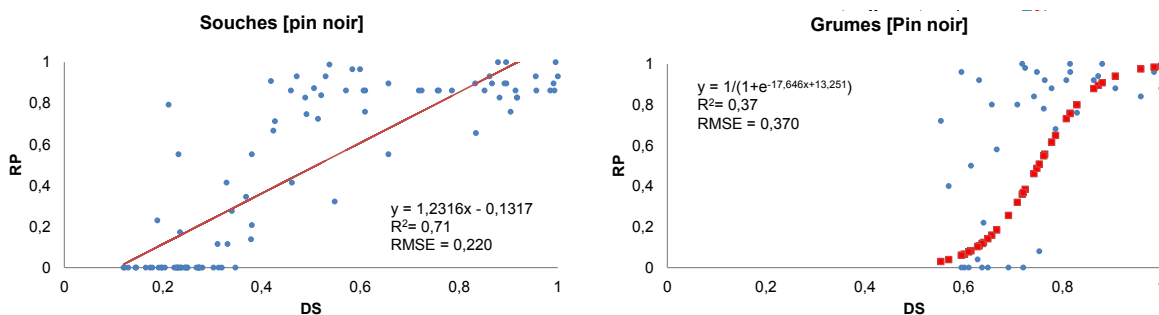
5.3 Mise en corrélation des indicateurs de dégradation du bois avec l'indicateur de densité sèche

Dans cette partie, nous présentons les résultats des corrélations entre les indices calculés avec les mesures de densité sèche et les indices calculés avec le résistographe, le pilodyn, la spectroscopie infrarouge et les tests d'impacts. Pour chacune des analyses, le coefficient de corrélation et l'erreur quadratique moyenne sont indiqués sur les graphiques.

Les résultats sont présentés dans les figures suivantes :

- les corrélations avec la densité relative (DR) mesurées avec résistographe sont présentées dans la figure 67, 68 et 69 ;
- les corrélations avec la résistance à la pénétration (RP) mesurées avec le pilodyn sont présentées dans la figure 70, 71 et 72 ;
- les corrélations avec les composants chimiques (WCD) mesurées avec la spectroscopie infrarouge sont présentées dans la figure 73, 74 et 75 ;
- les corrélations avec la résistance mécanique à partir du calcul de l'intégrale de la force (I) sont présentées dans la figure 76.

Figure 67 – Résultats des corrélations entre la densité relative et la densité sèche [*P. nigra*]Figure 68 – Résultats des corrélations entre la densité relative et la densité sèche [*P. abies*]

Figure 69 – Résultats des corrélations entre la densité relative et la densité sèche [*F. sylvatica*]Figure 70 – Résultats des corrélations entre la résistance à la pénétration et la densité sèche [*P. nigra*]

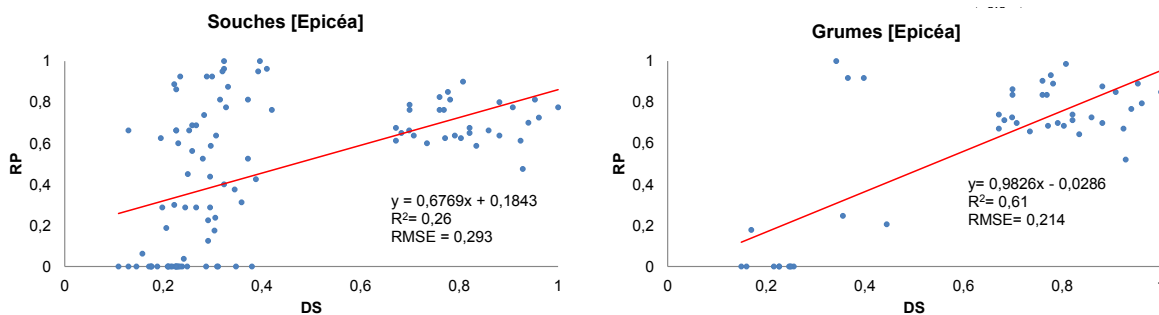


Figure 71 – Résultats des corrélations entre la résistance à la pénétration et la densité sèche [*P. abies*]

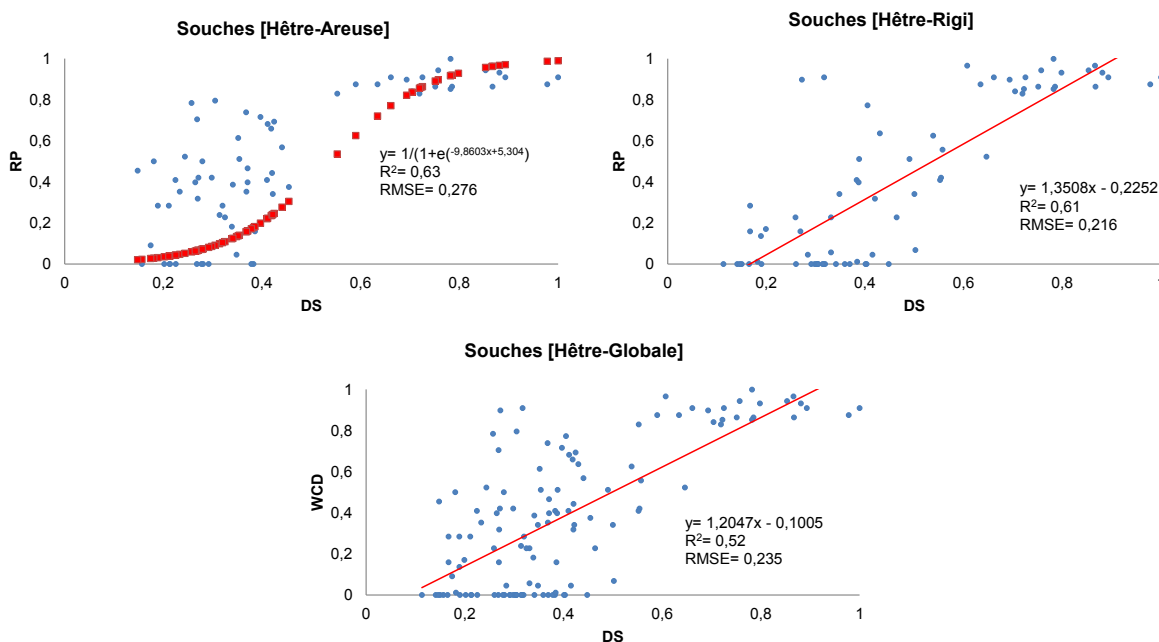


Figure 72 – Résultats des corrélations entre la résistance à la pénétration et la densité sèche [*F. sylvatica*]

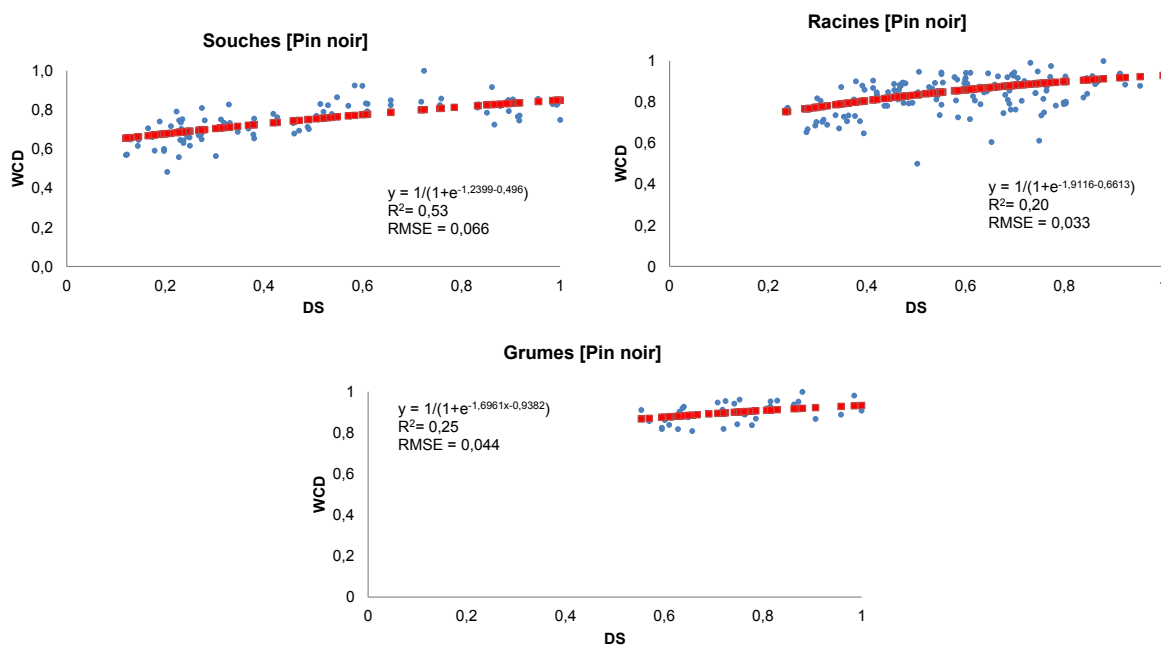


Figure 73 – Résultats des corrélations entre la dégradation des composants chimiques et la densité sèche [*P. nigra*]

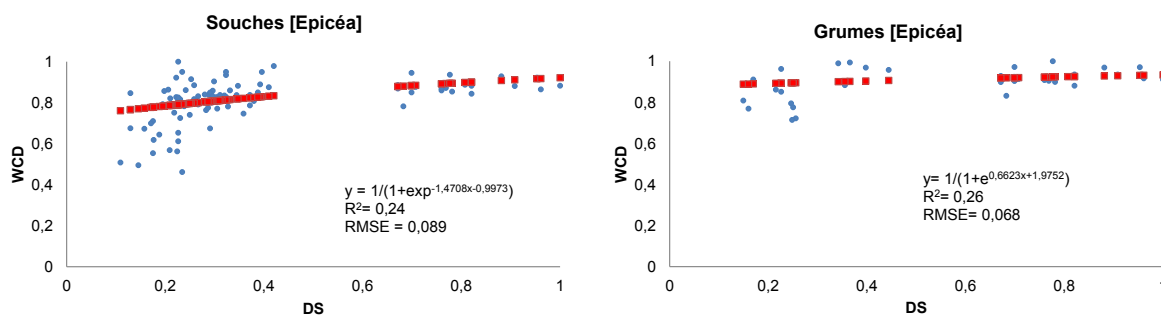


Figure 74 – Résultats des corrélations entre la dégradation des composants chimiques et la densité sèche [*P. abies*]

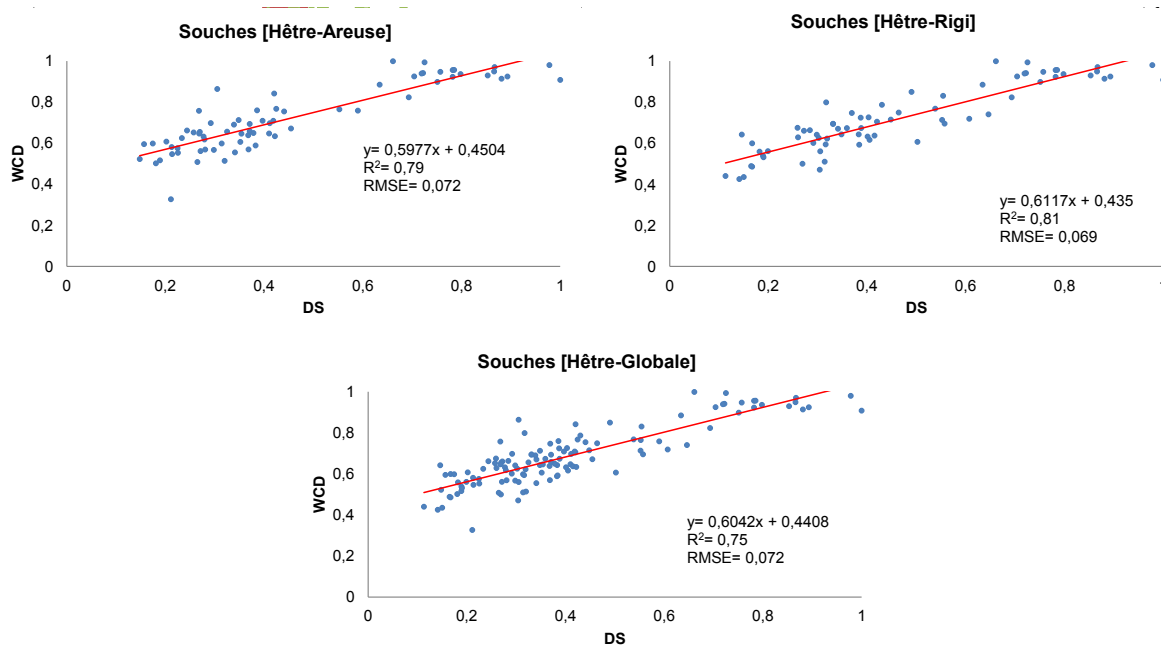


Figure 75 – Résultats des corrélations entre la dégradation des composants chimiques et la densité sèche [*F. sylvatica*]

Nous observons l'existence d'une corrélation entre l'indicateur de densité sèche et les autres indicateurs de dégradation. Au regard des valeurs statistiques, les meilleures corrélations sont obtenues avec des fonctions linéaires ou sigmoïdes.

L'indice de densité relative obtient des corrélations avec la densité sèche avec un coefficient de détermination (R^2) minimum égal à 0,49 (RMSE = 0,182) et un maximum de 0,73 (RMSE = 0,149). Cela est vrai pour tous les rémanents échantillonnés, excepté pour le cas des grumes de pin noir où le coefficient de corrélation n'est que de 0,25 (RMSE = 0,211).

Les données obtenues avec le pilodyn se corrélaient également avec celles issues de la mesure de la densité sèche. Nous obtenons un minimum de corrélation pour les souches d'épicéa avec un R^2 égal à 0,26 (RMSE = 0,296), et un maximum de corrélation obtenu avec les souches de pin noir avec un R^2 égal à 0,71 (RMSE = 0,220).

L'indicateur de dégradation chimique (WCD) se corréle très bien avec la densité sèche pour le cas des souches de hêtre avec un plus faible R^2 égal à 0,75 (RMSE = 0,072). Pour les autres essences, les résultats sont statistiquement inférieurs à cette valeur.

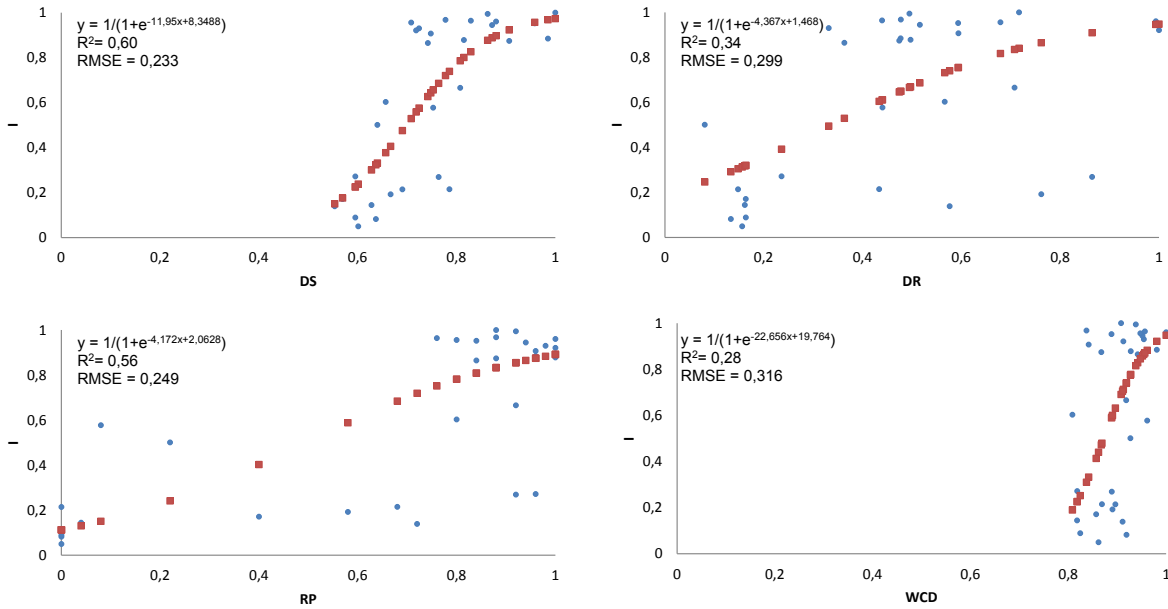


Figure 76 – Résultats des corrélations entre la résistance mécanique et les autres indicateurs pour le pin noir d'Autriche [*P. nigra*]

L'indicateur de résistance mécanique construit à partir du calcul de l'intégrale de la force (I) donne un taux de corrélation élevé avec la densité sèche suivant une loi de type sigmoïde avec un R^2 égal à 0,60 ($RMSE = 0,233$) (figure 76). Il existe aussi une corrélation avec la résistance à la pénétration (RP). Cependant, les corrélations établies avec la densité relative (DR) et les composants chimiques (WCD) donnent des taux inférieurs avec un R^2 égal à 0,34 ($RMSE = 0,299$) et un R^2 égal à 0,28 ($RMSE = 0,316$).

5.4 Le modèle de résistance mécanique proposé

Dans cette dernière partie, nous présentons un premier modèle construit à partir des données issus des test d'impacts destiné à estimer la durabilité des ouvrages de protection biologique pare-pierres.

5.4.1 La construction du modèle

Ce modèle a été construit en se basant sur les précédents travaux réalisés à Irstea (Couvreur, 1982; Berger, 2004; Dorren et Berger, 2005). Les expérimentations grandeur nature réalisées sur le site expérimental de Vaujany par Irstea à partir de 2002 ont permis d'acquérir les données nécessaires pour construire un modèle de calcul de la dissipation d'énergie maximale exprimée en KJ (figure 77), à partir d'une essence de référence : le sapin.

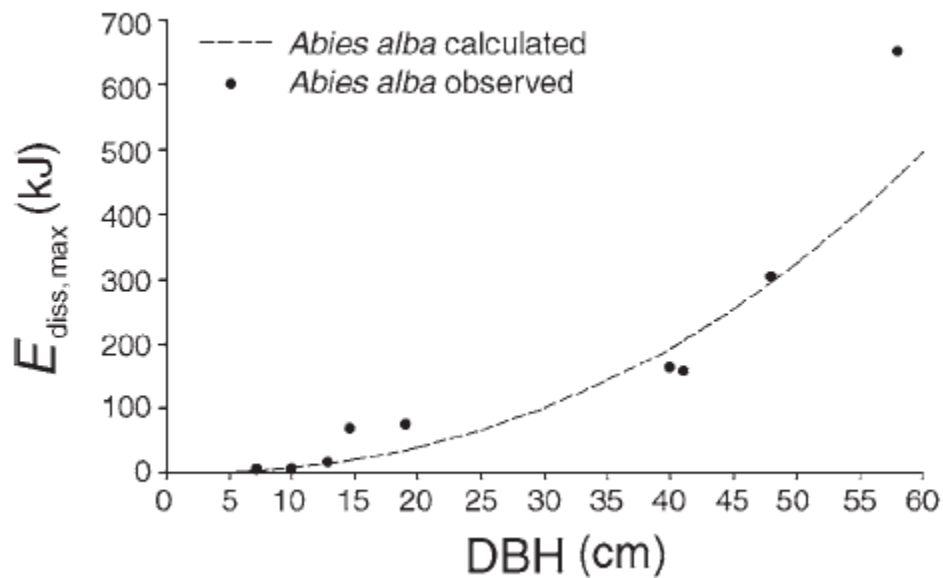


Figure 77 – Énergie maximale (KJ) que peut dissiper un sapin en fonction de son diamètre à hauteur de poitrine (en anglais DBH (cm)) (d'après Dorren et Berger (2005))

Ces données ont permis d'établir l'équation suivante (Dorren et Berger, 2005) :

$$E_{diss,max} = 38.7DBH^{2.31}$$

avec $R^2 = 0,95$

A partir des données expérimentales de ces auteurs, nous avons exprimé ce modèle non plus en fonction de l'énergie cinétique mais en fonction de la quantité de mouvement P exprimée en kg.m.s^{-1} (figure 78).

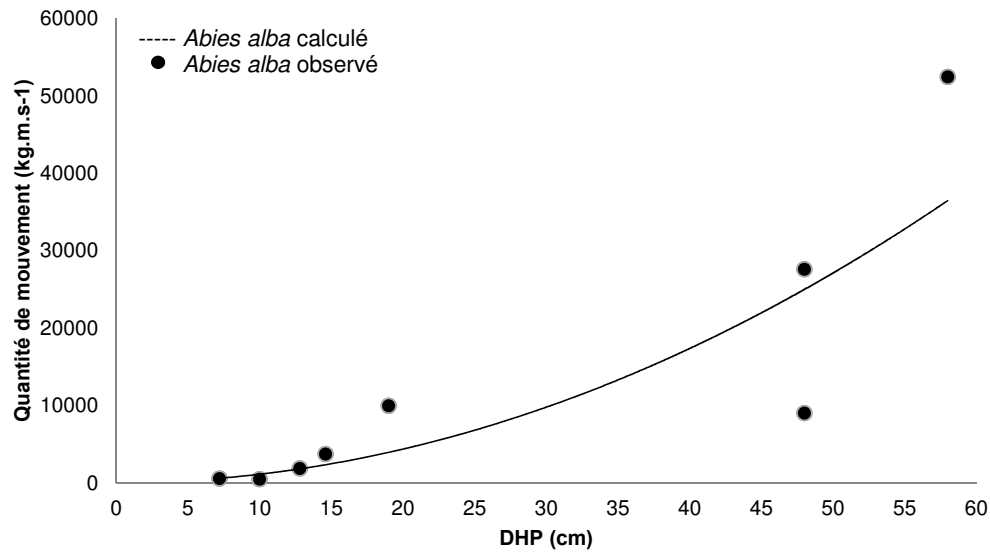


Figure 78 – Quantité de mouvement (kg.m.s^{-1}) que peut dissiper un sapin en fonction de son diamètre à hauteur de poitrine DHP (cm)

L'équation de ce modèle est représentée par :

$$P = 10.785 * Diam^{2.001}$$

$$\text{avec } R^2 = 0,86$$

Ensuite, les travaux expérimentaux de Couvreur (1982) sur la dissipation d'énergie cinétique d'éprouvettes de bois vert (longueur = 20 cm, section = 4 cm^2), ont permis d'établir une classification des essences en fonction de l'énergie maximum dissipée par une essence et de son diamètre. L'utilisation de ce principe appliqué au modèle développé par Dorren et Berger (2005) a été validé par une analyse bibliographique des auteurs ayant réalisés des tests d'impacts (figure 79).

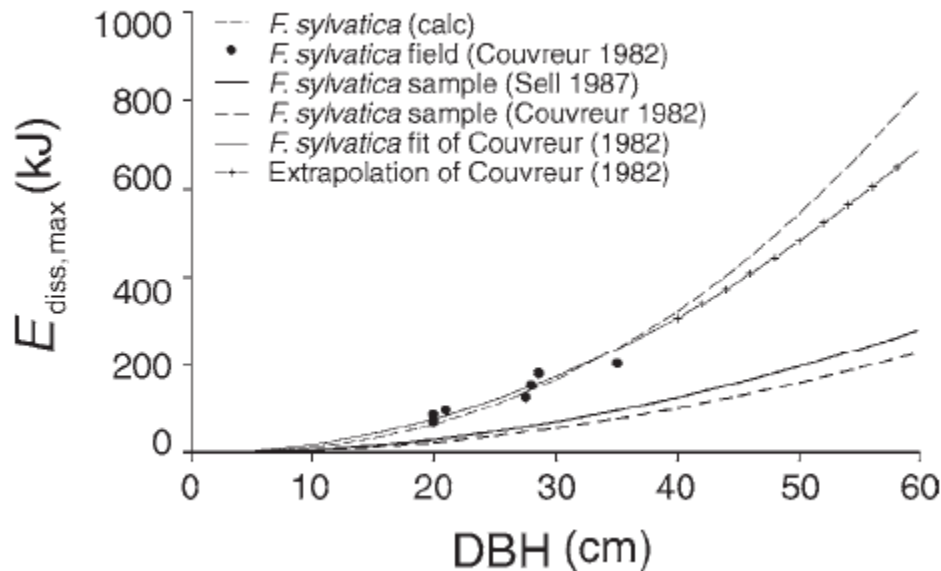


Figure 79 – Relation entre la quantité maximale d'énergie qui peut être dissipée par un *F. sylvatica* ($E_{\text{diss, max}}$) en fonction de son diamètre à hauteur de poitrine (DBH) (d'après Dorren et Berger (2005)). *F. sylvatica* (calc) est la relation calculée à partir des données récoltées sur le terrain par Irstea pour *A. alba* et le rapport présenté dans le tableau 36; *F. sylvatica* field (Couvreur, 1982) sont les données obtenues par des tests d'impact dynamique sur le terrain; *F. sylvatica* sample (Sell, 1987) et *F. sylvatica* sample (Couvreur, 1982) sont les échantillons calculés sur la base de tests d'impact dynamique sur des échantillons de bois en laboratoire; *F. sylvatica* fit de Couvreur (1982) est la relation proposée sur la base des données de terrain; Extrapolation de Couvreur (1982) est son extrapolation pour des diamètres supérieurs à 40 cm

Cette analyse bibliographique a permis d'établir un classement de résistance mécanique par rapport au sapin (tableau 36).

Essences	Kmin (en J)	Kmoy (en J)	Kmax (en J)	Ratio par rapport au sapin
Pin à crochet	12.9	12.9	12.9	0.66
Cèdre	13	13	13	0.67
Pin maritime	14	14	14	0.72
Épicéa	16	17.5	19.3	0.90
Mélèze	16	17.65	19.3	0.91
Sapin	17	19.5	22	1.00
Pin noir	21.8	21.8	21.8	1.12
Pin sylvestre	22	22	22	1.13
Douglas	22	22	22	1.13
Érable	22	22	22	1.13
Frêne	29	29	29	1.49
Merisier	30	30	30	1.54
Charme	30	30	30	1.54
Hêtre	30	32.5	35	1.67
Chêne	35	42.5	50	2.18
Robinier faux Acacia	46	53.5	61	2.74

Tableau 36 – Gradient de résistance mécanique par rapport au sapin (d'après Berger (2004)). K représente l'énergie absorbée par éprouvette (longueur = 20 cm, section = 4 cm²)

En utilisant le ratio de 1,12 pour le pin noir, nous obtenons le modèle suivant (correspondant à T_0) :

$$P = 12.792 * Diam^{2.001}$$

A partir de cette équation, nous calculons la quantité de mouvement maximale que peut dissiper les échantillons de pin noir d'Autriche (bois vert) à T_0 en fonction du diamètre (tableau 37) :

Diamètre (cm)	P max (kg.m.s ⁻¹)
5	320
10	1282
15	2886
20	5132
25	8021
30	11552
35	15726
40	20543
45	26003
50	32105
55	38851
60	46240
65	54272
70	62948
75	72266
80	82228
85	92834
90	104082
95	115975
100	128510

Tableau 37 – Gradient de résistance mécanique maximum du *P. nigra* en fonction du diamètre (cm)

5.4.2 Les résultats calculés avec le modèle

Les quantités de mouvement obtenues à partir des tests d'impact ont été calculées en fonction des diamètres testés *in situ*. Les grumes utilisées lors des tests d'impact ont des diamètres compris entre 10 et 20,5 cm.

La figure (80) présente l'évolution du modèle de la quantité de mouvement dissipée à partir des données calculées en fonction du temps.

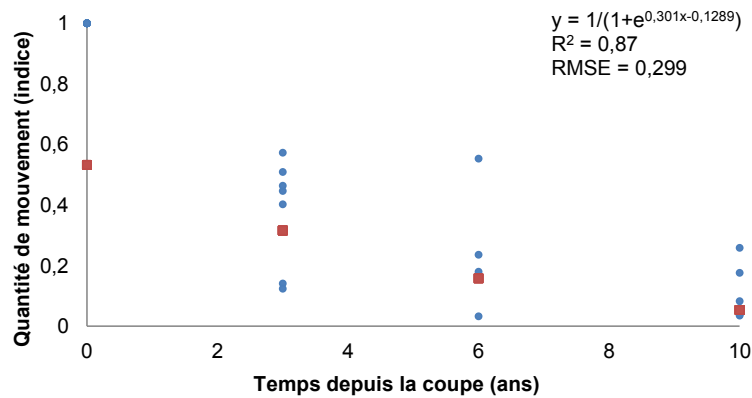


Figure 80 – Évolution de la quantité de mouvement dissipée depuis la date de coupe [*P. nigra*]

Nous obtenons donc un modèle unique indépendant du diamètre des échantillons pour les souches ou les grumes (figure 81).

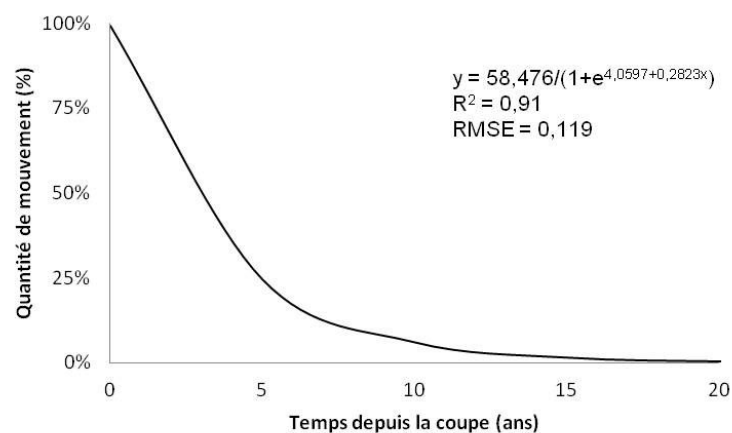


Figure 81 – Représentation en pourcentage de la dissipation de la quantité de mouvement en fonction du temps

Nous avons utilisé ce modèle pour calculer la perte de dissipation de la quantité de mouvement en fonction du temps et du diamètre des grumes. La figure 82 présente la perte de quantité de mouvement du pin noir d'Autriche pour cinq diamètres d'arbres compris entre 10 à 50 cm.

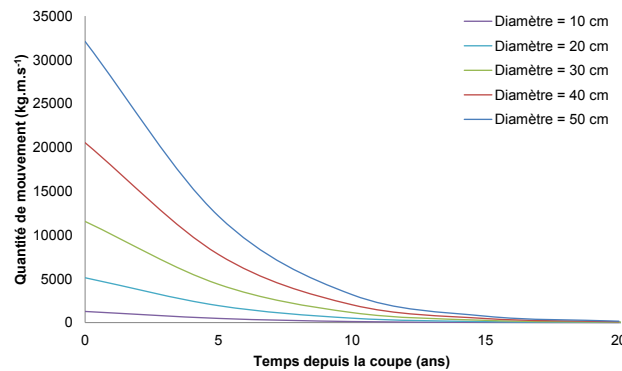


Figure 82 – Évolution de la perte de la quantité de mouvement en fonction du temps et de 5 diamètres de grumes de *P. nigra* et du temps

Comme précédemment, nous avons étudié les corrélations qui peuvent exister entre cet indicateur (quantité de mouvement) avec les autres indicateurs de décomposition et de dégradation (figure 83).

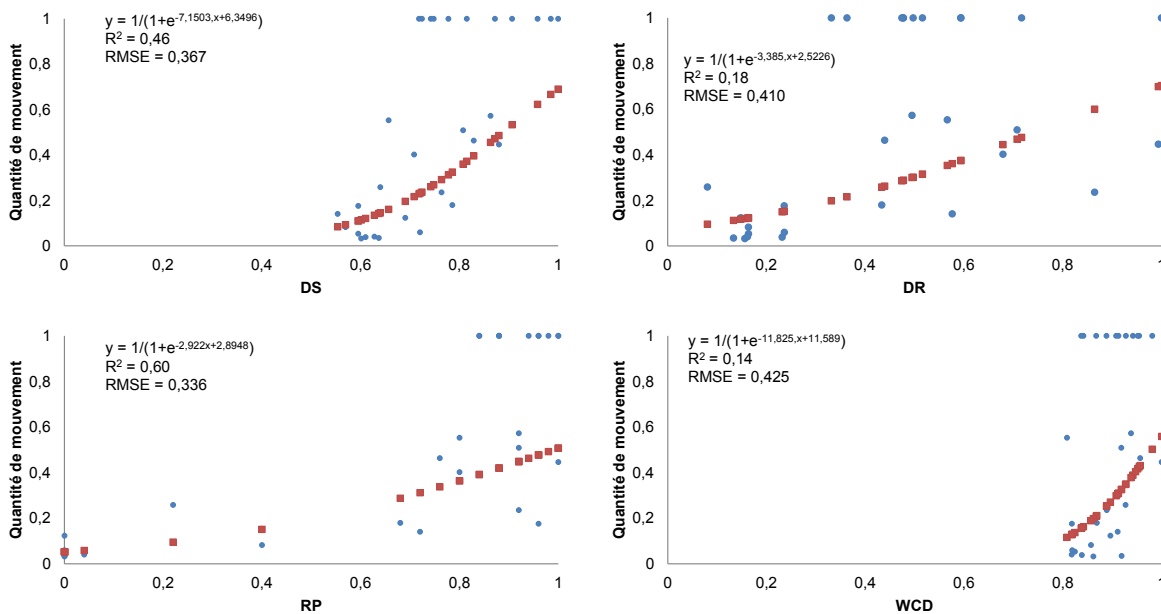


Figure 83 – Résultats des corrélations entre la résistance mécanique et les indicateurs de dégradation [*P. nigra*]

Il ressort de ces analyses statistiques, un ajustement sigmoïde avec des corrélations modestes avec la perte de densité sèche et la résistance à la pénétration (pilodyn), tandis que Les corrélations faibles avec l'indicateur de densité relative (résistographe) et de dégradation chimique sont plutôt faibles.

5.4.3 Essai du modèle de perte de résistance mécanique aux autres rémanents et aux autres essences étudiées

Le modèle de résistance mécanique a été construit à partir de grume de pin noir d'Autriche. Comme les auteurs des précédents travaux, nous avons extrapolé ce modèle avec les grumes et les souches des autres essences étudiées dans cette thèse.

Pour cela, nous avons mis en corrélation les modèles obtenus pour le pin noir d'Autriche en fonction du temps écoulé depuis la coupe avec les modèles retenus pour les autres essences. Les résultats sont présentés dans les figures suivantes (84, 85, 86, 87).

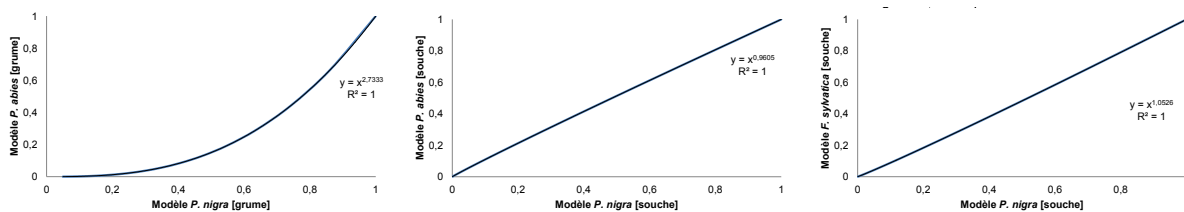


Figure 84 – Corrélations entre les modèles de densité sèche retenus pour le *P. nigra* et les autres essences

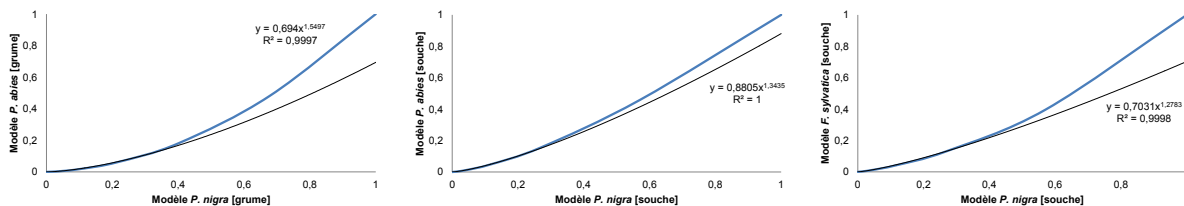
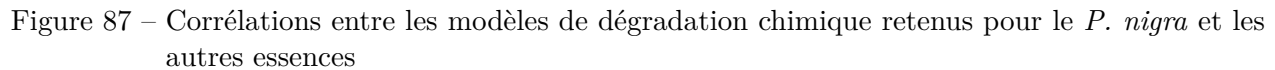
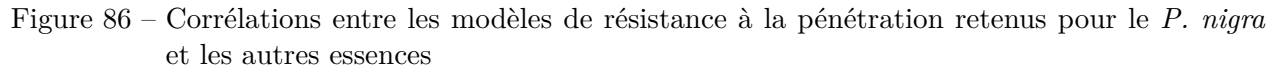


Figure 85 – Corrélations entre les modèles de densité relative retenus pour le *P. nigra* et les autres essences



Ces résultats sont présentés en pourcentage de perte de résistance mécanique et sont exprimés en fonction des indicateurs de densité sèche (DS) (figures 88), densité relative (DR) (figure 89), résistance à la pénétration (RP) (figure 90) et dégradation chimique (figure 91).

Figure 1 consists of two line graphs. The left graph shows the evolution of the DSRM model for *P. nigra* (blue line) and *P. abies* (red line) over 20 years. The right graph shows the evolution of the DSRM model for *P. nigra* (blue line), *P. abies* (red line), and *F. sylvatica* (green line) over 20 years. Both graphs have a y-axis labeled 'Modèle DS/RM [grume]' ranging from 0% to 100% and an x-axis labeled 'Temps depuis la coupe (ans)' ranging from 0 to 20. In both graphs, the DSRM model decreases over time, with *P. nigra* showing the fastest decline and *P. abies* showing the slowest. *F. sylvatica* is only present in the right graph, showing a similar decline to the other species.

Figure 88 – Quantité de mouvement dissipée en fonction du temps, estimé à partir de l'indicateur de densité sèche pour les trois essences étudiées

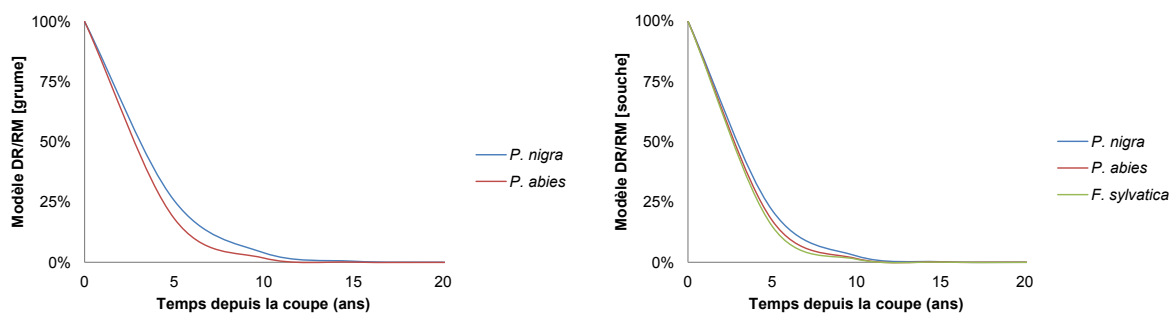


Figure 89 – Quantité de mouvement dissipée en fonction du temps, estimé à partir de l'indicateur de densité relative pour les trois essences étudiées

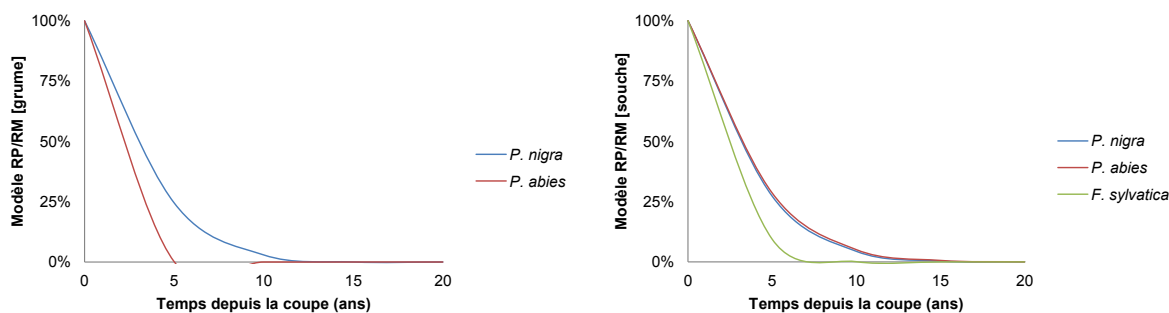


Figure 90 – Quantité de mouvement dissipée en fonction du temps, estimé à partir de l'indicateur de résistance à la pénétration pour les trois essences étudiées

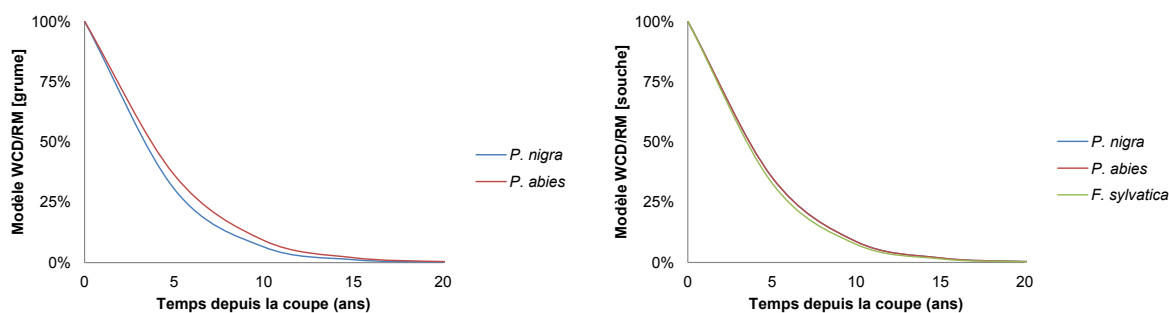


Figure 91 – Quantité de mouvement dissipée en fonction du temps, estimé à partir de l'indicateur de dégradation chimique pour les trois essences étudiées

Au regard de l'analyse de ces premiers résultats, deux constats apparaissent :

1. L'ensemble des indicateurs donnent des résultats similaires. C'est à dire une perte de 50 % de la résistance mécanique durant les 5 années suivant la coupe et nous estimons que les souches et les grumes n'ont quasi plus aucune efficacité 10 ans après la coupe, quelque soit l'essence.
2. Les souches de hêtre perdent plus rapidement de la résistance mécanique que les résineux. Ce constat rejoint la théorie émise lors de précédentes études sur le fait que les feuillus se dégradent plus vite que les résineux.

5.5 Conclusion

Dans cette étude, la démarche scientifique a été de :

- construire des modèles de décomposition et de dégradation à partir des indicateurs étudiés ;
- analyser les corrélations entre ces indicateurs ;
- construire pour une essence de référence un modèle de dissipation de la quantité de mouvement en fonction du temps ;
- extrapoler ce modèle aux autres essences en utilisant une grille de classification.

Pour chacune des essences étudiées, les résultats sur la perte densité sèche sont en adéquation avec les résultats des précédentes études suivant un gradient bioclimatique. Ces résultats viennent renforcer l'hypothèse que la température et l'humidité en lien avec l'altitude et la latitude sont les deux variables les plus influentes sur la cinématique de décomposition du bois. En parallèle, nous avons déterminé le taux de décomposition du pin noir d'Autriche sous climat méditerranéen qui, à notre connaissance, était non publié à ce jour.

De la même manière, nous avons démontré que les taux de décomposition et de dégradation (k) des rémanents varient de la manière suivante :

$$k_{grume} > k_{souche} > k_{racine}$$

L'étude du hêtre sur deux versants opposés n'a pas permis de mettre en évidence une différenciation des taux de décomposition et de dégradation. En effet, à partir de chronoséquences similaires de 13 ans depuis la coupe, nous avons obtenu des taux de décomposition similaires sur les deux sites.

Dans cette thèse, nous avons testé d'autres méthodes directes de quantification de la dégradation du bois. Les vitesses de dégradation du bois obtenues avec le résistographe et le

pilodyn sont supérieures à celles obtenues avec les mesures de densité sèche et des composants chimiques.

Ces résultats confirment l'existence de corrélations entre les indicateurs de décomposition et ceux de dégradation du bois. Ainsi, la perte de résistance mécanique en fonction du temps suit une loi sigmoïde.

La création du premier modèle mettant en relation la résistance mécanique et la décomposition du bois en fonction du temps écoulé depuis la coupe apporte donc une avancée scientifique innovante dans le domaine de l'évaluation et de la gestion des rémanents sur les versants alpins soumis aux chutes de blocs. Cependant, il reste de nombreux points à développer afin de valider ce modèle. ils sont présentés dans le chapitre suivant portant sur les limites et les perspectives de cette recherche.

Chapitre 6

Discussion

Dans un premier temps, nous discutons des apports de notre recherche et les limites rencontrées lors de cette thèse. A partir de nos résultats, nous avons formalisé des propositions destinées à quantifier la cinématique de protection offerte par des rémanents vis-à-vis des risques naturels en montagne. Enfin, nous présentons un cas concret de mise en œuvre technique de nos résultats dans le cadre d’une révision d’aménagement d’une forêt à fonction de protection pare-pierres.

Sommaire

6.1	Les apports et les limites de l'étude	159
6.1.1	Les sites d'études et les rémanents étudiés	159
6.1.2	Les méthodes utilisées	160
6.1.3	La fiabilité des indicateurs	164
6.1.4	Le domaine de validité des résultats	164
6.2	Les perspectives de recherches	167
6.2.1	Pour les chutes de pierres	167
6.2.2	Pour les autres phénomènes gravitaires en montagne	168
6.3	Un exemple de réalisation	172
6.3.1	L'évaluation et le diagnostic de la dynamique des rémanents à l'échelle du versant : l'exemple du Diois	172
6.3.2	Les recommandations sylvicoles	176

6.1 Les apports et les limites de l'étude

Tous les travaux de recherches permettent de faire progresser la connaissance mais il est très important d'appréhender les limites d'utilisation des résultats, en d'autres termes leurs domaines de validité. Ces domaines de validité sont, entre autres, dépendant des limites rencontrées lors de la réalisation des travaux de recherches.

6.1.1 Les sites d'études et les rémanents étudiés

Dans cette thèse, nous avons privilégié la qualité des données d'entrées par une stratégie robuste de sélection des sites en fonction de la connaissance précise des dates de coupes identifiables *in situ*.

En France, les préconisations d'utilisation des rémanents apparaissent pour la première fois avec la parution du Guide des Sylvicultures de Montagne pour les Alpes du nord (Gauquelin *et al.*, 2006). Les premières réalisations d'ouvrages biologiques pare-pierres opérationnels *in situ* datent de 2008. Il n'y avait donc pas de matériel échantillonnable que nous pouvions exploiter. Nous avons recherché des échantillons là où les ouvrages biologiques étaient plus anciens. La majorité de nos sites ont donc été sélectionnés en Suisse (canton de Schwytz et de Neuchâtel) et en Autriche (Montafon). Les parcelles présentes dans le Diois répondaient toutefois également à nos attentes.

Ces sites ont permis, afin de limiter les risques de confusions *in situ*, d'échantillonner des souches, des racines et des grumes clairement identifiables et toutes datées à l'année près. Pour cela, nous avons décidé de ne sélectionner que des parcelles où deux coupes maximum avaient été effectuées dans des peuplements monospécifiques. Cette modalité de sélection nous a permis de limiter les risques de confusion ou d'erreur d'attribution des dates de coupe des rémanents étudiés.

Les chronoséquences établies à partir de ces sites atteignent pour la majorité 20 ans, excepté pour les grumes de pin noir d'Autriche où elle n'excède pas 10 ans. Au delà de cette durée, les grumes présentaient visuellement un état de décomposition avancé qui a été confirmé par le fait qu'elles étaient intransportables. De plus, les grumes à T_{10} avec des diamètres compris entre 10 et 20 cm ont toutes été brisées lors des tests d'impacts. Pour la population d'échantillons étudiée (gamme de diamètre comprise entre 10 et 20 cm) nous avons donc atteint et expérimentalement dépassé sa capacité maximale de dissipation d'énergie. Nos résultats l'ont d'ailleurs confirmés, l'efficacité des rémanents au delà de 10 ans est fortement limitée et fortement négligeable (plus ou moins en fonction du diamètre moyen de la grume ou de la souche).

La majorité des études sur le bois mort été réalisée à partir de chronoséquences similaires aux nôtres (Harmon, 1982; Naesset, 1999a; Mackensen *et al.*, 2003; Ganjegunte *et al.*, 2004; Guo *et al.*, 2006; Zielonka, 2006; Beets *et al.*, 2008; Garrett *et al.*, 2008; Muller-Using et Bartsch, 2009; Hérault *et al.*, 2010).

Dans la littérature, Les chronoséquences les plus longues sont de 180 ans (Storaunet et Rolstad, 2002; Yatskov *et al.*, 2003; Densmore *et al.*, 2004; Bond-Lamberty et Gower, 2008), et concernent les travaux menés dans les forêts boréales là où la cinématique de décomposition du bois est plus longue dans ces conditions climatiques.

Dans cette thèse, nous avons décidé d'étudier la cinématique de décomposition du bois indépendamment du diamètre des échantillons. A partir des chronoséquences obtenues sur chaque site, les résultats montrent que les souches de pin noir d'Autriche, dont le diamètre moyen est égal à 23 cm, ont un taux de décomposition (tous indicateurs confondus) proche de celui des souches et des grumes d'épicéa et de hêtre (Cf. 5.1.4), dont les diamètres moyens sont compris entre 35 et 50 cm. A titre d'exemple, l'utilisation de l'indicateur de densité sèche permet de déterminer qu'il reste après 20 ans et pour chacune des trois essences étudiées 25% de densité sèche. Le diamètre des arbres n'a donc pas d'influence ici sur les vitesses de décomposition ou de dégradation obtenues.

6.1.2 Les méthodes utilisées

Jusqu'à ce jour, il n'existe pas de méthode valide pour quantifier la résistance mécanique du bois mort dans le temps. Cette étude a permis de tester différentes méthodes pour quantifier l'évolution de paramètres physico-chimiques et mécaniques du bois directement *in situ* (sur le terrain) et indirectement *ex situ* (en laboratoire).

L'estimation de la densité sèche

L'estimation de la densité sèche est la méthode la plus couramment utilisée et citée dans la littérature pour étudier la décomposition du bois. Cette méthode nous a donc servi de référence afin de comparer nos résultats avec ceux recensés dans la littérature. De plus, deux des avantages de cette méthode sont qu'elle est facile d'utilisation et peu onéreuse.

Cependant, les auteurs s'accordent sur le fait que cette méthode peut surestimer la densité sèche restante. En effet, elle ne permet pas de prendre en compte la présence de cavités dans le matériel étudié (Mackensen *et al.*, 2003; Creed *et al.*, 2004; Grove *et al.*, 2009; Melin *et al.*,

2009; Freschet *et al.*, 2011).

Il est donc très probable que cette méthode génère une sous estimation du taux de décomposition.

L'utilisation du résistographe

Le résistographe a l'avantage de réaliser des mesures directement *in situ* et de manière non destructive. Cet appareil a l'avantage de mesurer jusqu'au cœur de l'échantillon. Par contre, les résultats obtenus sont moins robustes qu'avec la méthode précédente. La mesure effectuée prend en compte les cavités présentes dans le bois. Isik et Li (2003) estiment que le résistographe est un outil efficace pour mesurer la variabilité intra-peuplement, mais non la variabilité au sein d'un même individu.

Cependant, cette méthode nous a permis d'identifier un certain nombre de contraintes, et à ce titre, nous confirmons les conclusions Ukrainetz et O'Neill (2010). Les mesures peuvent varier en fonction de la teneur en humidité du bois et de la température de l'air. De même, la mesure est sensible à la pression exercée par l'opérateur. Lors de l'acquisition de données, il convient de maintenir l'appareil fermement contre la souche ou la grume pour assurer une pénétration de l'aiguille parfaitement perpendiculaire. Durant nos campagnes de terrain, les mesures ont toutes été réalisées par le même opérateur afin d'exercer toujours la même pression. Enfin, les batteries possèdent une autonomie limitée en fonction du nombre d'échantillons, de leur diamètre et de leur espacement. En Autriche, nous consommions huit batteries durant une journée de terrain pour une trentaine d'épicéa ayant des diamètres moyens de 46,5 cm.

Au final, cet appareil est donc parfaitement adapté à l'acquisition rapide de données *in situ*. De plus, les mesures étant non destructives, elles conviennent donc parfaitement au suivi de l'évolution temporelle d'un ouvrage de génie biologique sans nuire à son efficacité, et à la réalisation de mesures dans des espaces protégés tels que les réserves naturelles.

L'utilisation du pilodyn

Comme le résistographe, le pilodyn est un instrument de mesure qui permet de réaliser des mesures *in situ* et non destructives.

Les résultats sont là encore moins robustes que ceux obtenus à partir de la densité sèche. Toutefois, cet appareil est uniquement mécanique et n'utilise donc pas de batterie. Cet outil

applique toujours la même force (initialement calibré à 6 joules). L'intérêt du pilodyn est sa facilité et sa rapidité d'utilisation. Il permet donc de sonder très rapidement un très grand nombre d'échantillons de quelques dizaines à une centaine par jour suivant les conditions du terrain.

A l'opposé, sa principale limite réside dans sa profondeur maximale de pénétration qui ne dépasse pas 4 cm. Pour les cavités il ne peut tenir compte que de celles présentes dans les 4 premiers centimètres à partir de l'extérieur. Pour estimer la dégradation du bois, il conviendrait de construire un outil ayant une plus grande capacité de pénétration.

Dans sa configuration actuelle, le pylodin est un instrument de mesure qui n'est pas adapté pour quantifier la dégradation du bois. Des études précédentes (Sprague *et al.*, 1983; Isik et Li, 2003) ont déjà posé les bases de cette conclusion.

L'utilisation de la Spectroscopie Proche InfraRouge

La SPIR est une nouvelle approche utilisée dans cette thèse pour quantifier la dégradation chimique du bois. Au regard des corrélations obtenues entre l'indicateur de dégradation chimique et la densité sèche, nous en concluons que cette méthode s'avère prometteuse pour quantifier la cinématique de décomposition du bois.

Cependant d'importants progrès restent à faire, notamment dans la standardisation des méthodes de prélèvement et de la validation des modèles statistiques multivariés. Pour chacune des essences, les modèles ont été établis avec un jeu de composants chimiques donnés (issus du hêtre) et celui-ci semble changer d'une essence à l'autre. En d'autre terme, les modèles établis offrent de bon résultats pour le hêtre, mais pas pour les autres essences. Il convient ainsi pour chaque essence de déterminer la bande spectrale qui permet d'obtenir le maximum de corrélation entre les différentes composantes chimiques afin de déterminer les modèles de prédiction les plus robustes.

Un autre point important est la préparation des échantillons. Tous les articles consacrés à la SPIR (dans le domaine du bois) s'accordent sur le fait que les deux principaux avantages de cette méthodes sont la non destructivité et la rapidité d'analyse. La SPIR ne demande pas une grande quantité de matière, cependant il est quand même nécessaire de prélever suffisamment de bois (quelques cm³). Les prélèvements peuvent se faire soit avec une tronçonneuse, soit avec un perceuse équipée d'une mèche à bois, puis les échantillon doivent être réduit en poudre par broyage et ce après séchage des échantillons. Concernant la préparation des

échantillons de bois, elle dépend de la teneur en eau initiale de l'échantillon qui influe directement sur le temps de séchage nécessaire pour obtenir un échantillon de masse constante et donc considéré comme anhydre. Le broyage est également une étape longue du fait qu'il est nécessaire de broyer le bois plusieurs fois afin d'obtenir une granulométrie très fine de l'ordre de la poudre.

Lors de cette thèse, nous avons réalisé la première étude concernant l'utilisation de la SPIR pour évaluer la cinématique de décomposition de rémanents. Nous avons donc testé une démarche prospective de cette méthode. Les résultats obtenus montrent qu'il est nécessaire de poursuivre les investigations dans ce domaine de recherche.

La réalisation des tests d'impacts

Les tests d'impact réalisés à l'INSA de Lyon ont permis pour la première fois d'étudier la déperdition de quantité de mouvement de billons de bois mort en fonction du temps.

A ce jour, les seuls travaux publiés ont porté sur la déperdition d'énergie cinétique (Ammann, 2006). Nos résultats ont obtenu de meilleures corrélations avec la quantité de mouvement. Ces travaux ont permis de construire le premier modèle de déperdition de mouvement en fonction du temps en utilisant le pin noir d'Autriche comme essence de référence.

Néanmoins, à partir de ces premiers tests, il en ressort que d'importants progrès restent à faire afin d'optimiser le dispositif expérimental et l'acquisition des données (capteurs de force et suivi vidéographique). Les travaux initiés dans cette thèse n'ont pas permis de focaliser le traitement des données issues du signal émis par le capteur d'entrée (ou d'impact) et l'analyse des films pour la compréhension de la phénoménologie. De même, nous avons toujours utilisé la même énergie d'impact pour toutes les grumes testées. Il conviendrait dans les futurs travaux de faire varier cette énergie avec le diamètre et l'âge de la grume.

En conclusion, nous retenons que nous avons pu construire un premier modèle que nous avons testé, et qu'il est nécessaire de poursuivre les travaux engagés pour valider ce modèle. Pour ce faire, il faut tester d'autres essences, faire varier les diamètres, la force d'impact, et pourquoi pas faire des tests *in situ*.

6.1.3 La fiabilité des indicateurs

Chacun des modèles de décomposition ou de dégradation a une robustesse ou une incertitude plus ou moins grande, car la croissance des arbres (diamètre et hauteur) est variable d'une essence à l'autre et intra-essence en fonction des conditions climatiques, édaphiques, etc. La décomposition du bois mort évolue en fonction des mêmes conditions.

De l'analyse de nos résultats, nous constatons que les indicateurs les plus robustes statistiquement (en fonction du coefficient de corrélation et de la racine carré de l'erreur quadratique moyenne) sont l'indicateur de densité sèche et l'indicateur de dégradation chimique. A l'inverse, les indicateurs les moins robustes sont la résistance au forage mesurée avec le résistographe et la résistance à la pénétration mesurée avec le pilodyn (cf. 6.1.2).

Les auteurs s'accordent sur le fait que la relation entre le temps écoulé depuis la coupe ou la mort naturelle de l'arbre et les données observées au sein de chaque classe d'âge est faible (Lombardi *et al.*, 2008). C'est ce qui explique que des variations plus ou moins fortes ont été observées au sein de chaque classe d'âge en fonction des indicateurs testés.

Nous en concluons que les ajustements testés (exponentiel, linéaire ou sigmoïde) en fonction de la distribution des nuages de points, fournissent uniquement des informations relatives de la dynamique de décomposition du bois.

Le tableau suivant (38) résume les avantages et les inconvénients de chaque indicateur utilisé dans cette thèse pour quantifier la décomposition du bois.

Méthodes	Acquisition	Traitement	Rapidité d'exécution	Coût d'utilisation	Robustesse
Densité sèche	+	+	+	+	+
Résistographe	+	+	+	-	-
Pilodyn	+	+	+	+	-
SPIR	-	-	-	-	+
Tests d'impact	+	-	+	-	+

Tableau 38 – Récapitulatifs des avantages (+) et inconvénients (-) des méthodes utilisées

6.1.4 Le domaine de validité des résultats

Seuls les résultats obtenus à partir du dosage de matière sèche sont comparables aux travaux publiés à ce jour.

Nous avons vu que nos résultats sur la décomposition des souches et des grumes d'épicéa et de hêtre en fonction du temps (5.2.2 et 5.2.3) sont en accord avec les résultats de précé-

dentes études. Une des conclusion de cette thèse est que les taux de décomposition pour ces essences suivent une progression logique en fonction des conditions climatiques, en particulier la pluviométrie annuelle moyenne (PAM) et la température annuelle moyenne (TAM). Pour le pin noir d'Autriche, en l'absence de donnée comparative, nous avons suivi la même hypothèse et fait la comparaison de nos résultats avec des précédents travaux existant sur des souches de pins. Le taux de décomposition obtenu pour les souches de pin noir d'Autriche semble donc acceptable si nous considérons la même progression logique que pour les autres essences.

L'étude prospective menée sur la décomposition du système racinaire du pin noir d'Autriche a montré que les racines ayant un diamètre supérieur ou égal à 1 cm se décomposent deux fois moins rapidement que la partie aérienne des souches. Ces résultats sont à priori en adéquations avec les précédents travaux menés sur des pins (Freschet *et al.*, 2011; Olajuyigbe *et al.*, 2011) et nous en concluons que nos résultats sont donc valides.

En ce qui concerne nos résultats relatifs à la perte de résistance mécanique, ceux-ci ne peuvent être comparés qu'à l'étude menée par Ammann (2006) sur le comportement mécanique des chablis et des arbres morts sur pied face à un impact rocheux. En effet, il n'y a que très peu de références bibliographiques qui existent sur la durabilité des rémanents utilisés comme ouvrage de protection biologique pare-pierres. Ces références ne concernent que l'arc alpin. Ces travaux scientifiques sont basés à la fois sur les taux de décomposition provenant de la littérature et à la fois sur les connaissances empiriques des gestionnaires de terrain (Frey et Thee, 2002; Kupferschmid Albisetti *et al.*, 2003; Schönenberger *et al.*, 2005; Brang *et al.*, 2006). Avant la publication des travaux de Ammann (2006), les gestionnaires estimaient que la durabilité d'une grume au sol ne dépassait pas 30 ans, et qu'à partir de 10 ans, les propriétés mécaniques chutaient très rapidement. Ammann (2006) a confirmé avec ses résultats expérimentaux cette forte déperdition à partir de 10 ans. Il estime qu'il reste 10% de dissipation d'énergie cinétique pour un chablis d'épicéa [min = 6,4% et max = 16,8%] 10 ans après sa mort. Avec notre modèle, nous obtenons par extrapolation qu'il reste 4,8% de dissipation de quantité de mouvement pour les souches et 4,4% pour les grumes en contact direct avec le sol. Notre modèle est donc plus pessimiste quant à la durabilité des ouvrages.

Cependant, si nous comparons les deux sites d'étude (le notre et celui de Ammann (2006)), celui de Ammann, forêt de Gandberg en Suisse) ont pour caractéristiques une altitude comprise entre 1100 - 1600 m, avec TAM = 2-3 ° C et PAM = 1600-2000 mm, et le notre a une altitude de 800 m (région du Montafon en Autriche), avec TAM = 8 ° C et PAM = 1300 mm. En utilisant nos résultats sur l'influence de la TAM et la PAM avec notre modèle, nous obtenons des résultats similaires à partir du site de Ammann (2006). Au final, nous concluons

qu'il existe une réelle influence de l'altitude sur la vitesse de dégradation du bois, car, comme nous l'avons vu précédemment, le froid affecte la dynamique de décomposition en gelant l'activité des décomposeurs (Chen et Harmon, 1992).

Enfin, les travaux récents de Herrmann *et al.* (2011) sur la décomposition de l'épicéa en Suisse confirment ce constat. Ces chercheurs ont démontré que le taux de décomposition de l'épicéa était deux fois plus important à des altitudes ≤ 800 m avec $k = 0,054$ contre $k = 0,027$ pour des altitudes > 800 m.

Au final, nous observons une très forte convergence de nos résultats avec ceux des études antérieures. De plus, les différentes modalités d'extrapolation, à d'autres essences et dans d'autres conditions climatiques, du modèle de perte de résistance mécanique des rémanents de pin noir en fonction de leur évolution en matière sèche semblent valides. Les premiers résultats obtenus sont très encourageants et il convient de poursuivre les travaux de recherches engagés. Dans la partie suivante nous présentons les travaux complémentaires à réaliser.

6.2 Les perspectives de recherches pour la quantification de la cinématique de décomposition du bois mort dans les processus biogéomorphologiques

Les résultats de cette recherche apportent des éléments sur la compréhension de la cinématique de décomposition des rémanents en milieu naturel. ils ont également permis de construire et tester les premiers modèles de la perte de résistance mécanique des souches et des grumes au sol vis-à-vis des chutes de blocs en fonction du temps. Néanmoins, un certain nombre de points sont à approfondir, des questions restent en suspend et celle de l'extrapolation de nos résultats aux autres phénomènes gravitaires est à poser.

6.2.1 Pour les chutes de pierres

Cinq points sont à approfondir pour la poursuite de ce travail :

1. il est important de connaître la dynamique de décomposition des autres essences d'arbres, potentiellement utilisables pour réaliser des ouvrages biologiques (le sapin, le pin sylvestre, le mélèze, l'érable, etc.) ;
2. les résultats de cette étude confirment le rôle primordial de l'altitude dans le processus de décomposition du bois. Par conséquent, nous recommandons d'étudier pour les trois essences que nous avons utilisées la variation de leur taux de décomposition en fonction d'un gradient altimétrique ;
3. il est nécessaire, afin d'accroître la robustesse de notre modèle, de continuer les tests d'impact mécanique sur le pin noir. Il est important de pouvoir travailler avec des rémanents ayant des dates complémentaires à celles de la chronoséquence obtenue dans cette thèse ;
4. quand ces travaux seront terminés pour le pin noir, il conviendra de les réaliser sur d'autres essences, en priorité l'épicéa et le hêtre, afin de valider notre principe d'extrapolation à partir de notre modèle "pin noir" ;
5. les résultats de ces travaux devront être intégrés dans le futur module "bois mort" du logiciel de trajectographie en 3 dimension RockyFor3D pour apporter ainsi une dimension temporelle (4D).

6.2.2 Pour les autres phénomènes gravitaires en montagne

Les avalanches

La mobilisation des rémanents pour les ouvrages biologiques de protection peut également être utilisée pour la stabilisation du manteau neigeux et la limitation des départs d'avalanches. A part une étude récente menée sur l'efficacité mécanique des arbres au sol vis-à-vis des avalanches (Putallaz, 2010), les recherches dans ce domaine sont inexistantes. Il ressort de l'étude de (Putallaz, 2010) que deux points importants sont à prendre en compte : la hauteur du chablis par rapport au sol et la résistance mécanique des rémanents dans le temps. Les principaux résultats sont que la hauteur des arbres au sol s'est réduite en moyenne de 7,15 cm/an (estimée sur une période de 20 ans) et ils perdent en moyenne 24% de leur résistance mécanique au bout de 10 ans (avec un maximum de 70 %).

Les conclusions de nos travaux associées à celles de l'étude de (Putallaz, 2010) permettent d'identifier 5 thématiques de recherches :

1. il est important de dimensionner, pour un site donné, la hauteur des ouvrages en tenant compte à la fois de la hauteur maximale d'enneigement, du tassement et de la perte de résistance mécanique de l'ouvrage en fonction du temps ;
2. la cinématique de décomposition des rémanents ne doit plus être étudiée exclusivement en fonction de la perte de paramètres physiques, chimiques ou mécaniques, mais également en fonction de la perte de volume des souches et des grumes dans le temps. Ce paramètre permettra ainsi de déterminer une hauteur critique fonctionnelle de l'ouvrage à la date de réalisation ;
3. comme pour les chutes de pierres, la réalisation d'une classification des taux de décomposition des différentes essences en fonction d'un gradient altitudinal ;
4. nous recommandons de réaliser des tests mécaniques statiques sur des souches ou des grumes afin de déterminer la contrainte mécanique des rémanents sur la reptation du manteau neigeux. Des essais de tractions (ou «winching test ») *in situ* à l'aide d'un treuil permettront d'obtenir la force nécessaire pour casser une souche ou une grume ;
5. la réalisation d'une synthèse des actions précédentes avec l'analyse des résultats et le développement d'un modèle d'efficacité des rémanents soumis à la charge du manteau neigeux.

L'érosion

Les rémanents sont également utilisés dans le domaine du génie écologique pour protéger les sols de l'érosion et pour stabiliser des glissements de terrain superficiels, et stabiliser les berges des rivières. Il existe de nombreuses définitions du génie écologique dans la littérature. Nous le définirons comme l'ensemble des techniques destinées à réaliser des aménagements de protection ou de préservation des paysages et à développer la biodiversité par des actions adaptées aux écosystèmes.

Dans le Diois, nous avons échantillonné des rémanents dans des zones érodables sur des sols marno-calcaires (Bigot *et al.*, 2011, 2012). Un premier travail a permis de quantifier la décomposition en fonction du temps des racines de diamètre supérieur ou égal à 1 cm des souches de pins noirs d'Autriche après coupe. Dans la littérature, peu d'études se sont intéressées à la stabilité des sols après les coupes forestières (O'Loughlin et Ziemer, 1982; Sidle, 1992; Wu, 2003). Ainsi, il existe peu de données chiffrées sur la décomposition du système racinaire des souches et il est nécessaire de réaliser des études complémentaires.

Nos résultats ont permis de confirmer que la vitesse de décomposition des racines est deux fois moins rapide que la partie aérienne des souches. Deux récentes études menées par Freschet *et al.* (2011) et Olajuyigbe *et al.* (2011) sont arrivées aux mêmes conclusions.

Nos résultats ont également prouvé que les racines fines de diamètre inférieur à 1 cm, ont totalement disparues 5 ans après la coupe. Des résultats similaires ont été obtenus en Nouvelle Zélande par Garrett *et al.* (2007) sur les racines de pins de Monterey (*Pinus radiata*) massivement plantés pour lutter contre le phénomène d'érosion. Ces auteurs sont arrivés à la conclusion que la plupart des racines dont le diamètre est inférieur à 3 cm avait disparu 40 mois après la coupe, et les racines dont le diamètre est supérieur à 5 cm étaient dans un état de décomposition très avancé.

Nos travaux ont été menés en même temps qu'une autre étude destinée à quantifier la production sédimentaire (ou l'érosion) après une coupe forestière dans un peuplement de pin noir d'Autriche (Liébault *et al.*, 2010). Cette expérimentation est en cours sur des ravines présentes sur la commune d'Ausson dans le Diois. Elle consiste à comparer la production sédimentaire d'une ravine déboisée en 2006 par rapport à deux ravines boisées. L'objectif final de cette étude est de déterminer si la réalisation de coupes forestières peut permettre de remobiliser des sédiments et ainsi rehausser le lit de la rivière Drôme dans des secteurs fortement incisés (Landon *et al.*, 1998).

Les premiers résultats de cette étude montrent que sur la ravine déboisée, la production sédimentaire a augmenté de 200% au cours de la période 2006-2010. Au regard de nos ré-

sultats, les racines de diamètre supérieur ou égal à 1 cm sont encore bien présentes et leur bois est encore denses 5 ans après la coupe. Ainsi, il semblerait que ce sont principalement les racines fines de diamètre inférieur à 1 cm qui fixent le sol et le préservent de l'érosion. Après 2010, la production sédimentaire s'est fortement ralentie avec la croissance de nouveaux arbres issus de la régénération naturellement abondante dans cette région. Ainsi, l'accroissement des racines de ces jeunes arbres peut contribuer à augmenter la cohésion du sol et le stabilise de nouveau 5 ans après la coupe. Ziemer (1981b) dans le nord ouest Pacifique avait trouvé des résultats similaires sur des racines de pin. Il avait estimé que les racines issues de la régénération pouvaient contribuer à stabiliser de nouveau les sols 7 ans après la coupe.

Il est important de noter que la coupe à blanc dans un peuplement forestier de plusieurs hectares n'est pas recommandée comme intervention, car il peut être responsable d'une augmentation substantielle de l'érosion (Miller *et al.*, 1988; Rey et Berger, 2006). Pour limiter ce phénomène, les préconisations des GSM (Gauquelin *et al.*, 2006; Ladier *et al.*, 2011) envisagent des coupes de régénération par trouées.

Afin de poursuivre les travaux sur la résistance mécanique des souches, nous recommandons d'étudier la morphologie des systèmes racinaires en fonction des natures de sol. Ensuite, nous recommandons de réaliser des essais de traction sur les souches *in situ* pour quantifier leur résistance au déracinement. Des essais de traction en laboratoire sur des racines décomposées peuvent également être envisagés afin de quantifier leur résistance à la rupture en fonction de leur diamètre. Enfin, la dernière étape est la mise en relation de ces paramètres et la création ou l'amélioration d'un modèle de la stabilité des sols forestiers.

Les grumes sont également utilisées pour réaliser des ouvrages de génie biologique ou de génie écologique vis-à-vis de l'érosion des versants et des berges de rivières. Les premiers ouvrages ont été réalisés en Europe occidentale au cours des XVIII^e et XIX^e siècles (Evette *et al.*, 2009).

La figure ci-dessous (92) illustre deux types d'ouvrages : les seuils en bois et les caissons végétalisés.

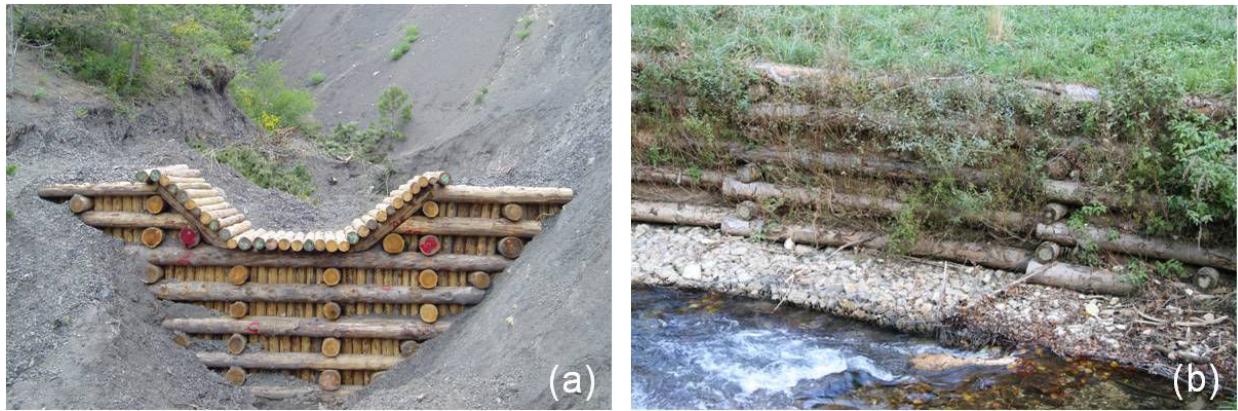


Figure 92 – Exemples d’ouvrages de génie écologique : (a) seuils en bois destinés à limiter l’érosion dans les ravines marneuses, (b) caissons végétalisés destinés à stabiliser les berges d’une rivière (clichés F. Rey, 2003 et 2007)

A l’heure actuelle, il n’existe pas de données quantitatives sur la durabilité de ces ouvrages. Les méthodes d’échantillonnage non destructives comme le résistographe et le pilodyn peuvent être utilisées pour évaluer rapidement les éléments constitutifs de la résistance de ces ouvrages.

Dans ce contexte, le taux de recouvrement par les sédiments ou le taux de submersion par l’eau sont des paramètres à prendre en compte. En effet, ces paramètres peuvent conditionner la vitesse et le rythme de la décomposition du bois. En théorie, un bois totalement enterré ou immergé se décompose peu ou pas du tout, par l’absence d’oxygène. En effet, la décomposition du bois en condition anaérobie est très ralentie voire stoppée par rapport aux conditions aérobies. Ceci est principalement dû au fait que la colonisation et le développement des agents saproxyliques sont fortement ralentis voire inhibés.

Les perspectives que nous venons de formuler ont pour objectif d’aider au développement d’un axe de recherche sur la compréhension et la caractérisation de la perte de résistance mécanique des rémanents dans le contexte de la prévention des risques générés par les aléas gravitaires. Les résultats de ces futurs travaux permettront d’optimiser la gestion des "bois morts" dans la mitigation de ces risques naturels. En attendant de disposer de toutes ces informations, des premières expériences de gestion des rémanents ont été réalisées. Dans la partie suivante nous présentons un exemple concret de réalisation à laquelle nous avons participé dans le Diois.

6.3 Un exemple de réalisation et propositions pour optimiser la gestion des rémanents dans les forêts à fonction de protection pare-pierres

Dans ce chapitre, nous présentons l'application des résultats de cette thèse dans un contexte de la gestion des rémanents sur un versant du Diois soumis aux phénomènes de chutes de pierres.

6.3.1 L'évaluation et le diagnostique de la dynamique des rémanents à l'échelle du versant : l'exemple du Diois

Depuis les années 1980 en zone de montagne, nous observons un abandon de gestion forestière dans les secteurs difficilement accessibles pour lesquels l'exploitation et la commercialisation des bois n'est plus rentable.

L'abandon de gestion forestière se traduit par un retour au cycle d'évolution naturelle des peuplements : la sylvigénèse (Cf. 2.2.1). Au sein de ce cycle coexistent des stades ne permettant pas de maintenir la protection offerte par les peuplements forestiers à un niveau d'efficacité acceptable. Le forestier est ainsi obligé d'intervenir pour favoriser la régénération et pour maintenir les peuplements à un stade d'évolution compatible avec un niveau de protection efficace. De plus, ces opérations ne sont en général pas rentables en termes de vente de bois car les coûts d'exploitation sont très nettement supérieurs aux prix de vente des bois quand ces bois trouvent acquéreur.

Les versants alpins sont souvent confrontés à plusieurs phénomènes naturels. Dans la région du Diois, les peuplements de pin noirs d'Autriche ont été initialement plantés pour protéger les sols de l'érosion, et sont actuellement gérés de plus en plus pour prévenir des chutes de blocs. Les gestionnaires sont donc confrontés à ces deux types d'aléas. L'enjeu des actions de sylviculture est donc de créer des ouvrages biologiques pare-pierres tout en préservant les sols de l'érosion.

D'après nos résultats, les grumes de pin noir laissées au sol, de 10 et 20 cm de diamètre, n'ont plus de résistance mécanique au delà de 10 ans. Lors de ces 10 années, il est important de rappeler que nous observons une forte déperdition des capacités de dissipation énergétique à partir de la cinquième année. La question qui se pose est donc de déterminer en fonction de la croissance de la régénération le temps nécessaire qu'elle mettra pour développer des individus efficaces. Depuis les travaux de reboisement à partir de 1860, la croissance annuelle du pin noir d'Autriche dans les Alpes du Sud a connu plusieurs évolutions (Vallauri, 1999).

Si nous prenons la croissance du pin noir d'Autriche en fonction du diamètre, celle-ci est et en moyenne faible avec 1,16 cm par an ($\pm 0,15$ cm) sur la période 1894-1920, diminue sur la période 1920-1970 et stagne jusqu'à aujourd'hui avec 0,78 cm par an ($\pm 0,15$ cm). En considérant qu'un arbre est efficace à partir d'un diamètre de 10 cm (Wehrli *et al.*, 2006; Bigot *et al.*, 2009), il faudra donc 13 ans en moyenne à une régénération pour atteindre ce diamètre efficace.

En croisant ces deux informations, il apparaît que la perte de résistance mécanique des rémanents est compensable par la croissance de la régénération, et ce en 12 années. Par conséquent, la régénération est en mesure de remplacer l'effet des bois laissés au sol après la réalisation d'une coupe. Il est bien évident que pour cela, il faut qu'il n'y ait aucun interfact qui vienne perturber l'apparition et le développement de la régénération.

Concernant l'action des rémanents face à l'érosion, nous avons vu précédemment (6.2.2) que la remobilisation des matériaux et donc la réactivation de l'érosion sont principalement effectives lors des 5 premières années qui suivent la réalisation de la coupe. Passé cette date, les sols sont de nouveau stabilisés grâce à l'action mécaniques des racines des jeunes arbres issus de la régénération naturelle. Cependant, nous ne disposons d'aucune information à ce jour pour quantifier l'action des grumes au sol face au phénomène d'érosion. Il est très probable qu'elles ont la même action de rétention de matériaux que les seuils en bois présentés précédemment dans la figure 92.

Au regard de cette analyse, nous pouvons conclure que les interventions sylvicoles ayant pour objectif de favoriser la régénération tout en laissant les produits des coupes au sol, permettent de maintenir le niveau de protection offert par le peuplement vis-à-vis du risque généré par les chutes de pierres.

Les aspects économiques : rapport coûts d'intervention - bénéfices (Génie biologique vs Génie civil)

Pour le volet économique, nous prenons l'exemple du chantier pilote destiné à promouvoir l'utilisation d'ouvrage de protection de génie biologique, réalisé en 2012 par l'ONF en amont de la route départementale 306 dans la commune de Valdrôme en Diois. La portion de la route à protéger représente un linéaire de 500 m. Les interventions préconisées et réalisées sont présentées dans la figure 93. Ces interventions ont été destinées à anticiper l'installation et le développement de la régénération et ce avant l'effondrement du peuplement.



Au total, 13 trouées de régénération ont été réalisées en utilisant nos préconisations à savoir : souches hautes et grumes laissées au sol et ancrées sur 6 ha de forêt, ainsi que 300 arbres plantés et un talus végétalisé.



Figure 93 – Souches hautes et grumes au sol, chantier pilote de Valdrôme, département 26, France (cliché Bigot, 2012)

En complément, deux filets pare-pierres "Treenet" (Bigot *et al.*, 2010) et une fascine "Fasnet" réalisée à partir de rémanents (branches) ont été également mis en place. Ces deux types d'ouvrages ont la particularité d'être ancrés sur des arbres vivants et par conséquent ne nécessitent aucun travail de génie civil.

L'ensemble des travaux à coûté 27536€HT. Le détail des coûts de réalisation est présenté ci-dessous (figure 94).

<div>  Manfred - Bilan des travaux démonstratifs réalisés en forêt de protection contre les chutes de blocs  </div>								
Site expérimental de Valdrôme								
Contexte : Parcelle de 36 ha en amont de deux routes départementale et communale. Fort aléa de chute de blocs (deux niveaux d'escarpements calcaires fortement émetteurs). Peuplement de pin noir planté en 1906, exploité sur 6 ha au second stade d'amélioration. Versant de 350 mètres de dénivelé, pente moyenne à 36°								
Nature de l'intervention	Détail de l'intervention	Durée	Charges internes (personnel + matériel)	Charges externes	Coût total en euros HT	Recettes en € HT	Résultat net en € HT	
1. Elaboration d'un plan de gestion spécifique	# Concertation technique avec IRSTEA, RTM, Service des routes du Département, DDT	3 à 7 HJ	3 000 €	nc	3 000 €	nc	-3 000 €	
	# Réalisation du diagnostic du site, évaluation simplifiée du risque (outil RockForNet), définition des interventions et programmation, définition des opérations de maintenance							
2. Maîtrise d'œuvre	Préparation technique du chantier : - Visite préalable au martelage - Martelage - Piquetage des travaux	6 HJ (2) à 3 agents)	3 000 €	nc	3 000 €	nc	-3 000 €	
	Préparation administrative du chantier : - Prise des arrêtés de circulation, - Etat des lieux des routes	1 HJ	500 €	nc	500 €	nc	-500 €	
	Suivi et réception des travaux	3 HJ	1 500 €	nc	1 500 €	nc	-1 500 €	
3. Travaux	Coupe de régénération par trouées : - Bucheronnage de 13 trouées de protection (souches hautes et arbres en travers) de 600 à 1200 m ² chacunes sur 6 ha. 9 trouées commercialisées, 4 trouées à bois perdu. - Débardage - Reprise et transport sur place de dépôt - Circulation alternée (6 HJ) - 180 m ³ abattus, 137 m ³ commercialisés (75%)	24 HJ (6) à 4 ouvriers)	9120 € (tracteur inclus)	Transport (8€/m ³)	10 216 €	3 342 €	-6 874 €	
	Pose de 3 filets pare-pierre : - 2*25 ml de filets "Treenet" - 1*25 ml de filet "Facenet"	16 HJ (4) à 4 ouvriers)	4 480 €	Fournitures grillages et câbles : 2000 €	6 480 €	nc	-6 480 €	
	Végétalisation d'un talweg : - Micro-terrassement et plantation de 300 arbres	8 HJ (2) à 4 ouvriers)	2 240 €	Fourniture des plants : 600 €	2 840 €	nc	-2 840 €	
			23 840 €	3 696 €	27 536 €	3 342 €	-24 194 €	

Bilan qualitatif :

1. Renouvellement d'un peuplement de protection de 36 ha en ciblant l'intervention sur la frange basse de 6 ha,
2. Diminution de l'aléa au niveau de deux talwegs fortement exposés par mise en place d'ouvrages biologiques de protection et végétalisation.

Figure 94 – Bilan des travaux réalisés dans la forêt de Valdrôme contre les chutes de blocs (Source : ONF 2012)

En comparaison, nous avons estimé le coût d'un projet tout génie civil, à savoir la mise en place de filet pare-pierres. Pour ce faire, nous avons utilisé la norme européenne (ETAG 27 de 2008) et les coûts d'installation pour le cas de la France et de la Suisse (figure 95).

Classe de filets selon différentes normes	Norme européenne (ETAG 2008)	0	1	2	3	4	5	6	7	8
	Norme française (NF-P- 95-308)	1 - 2	3	4	5	6	7	8	9	9
	Norme italienne	-	1	2	3	4	5	6	7	7
	Norme suisse	1	2	3	4 - 5	6	7	8	9	9
Energie absorbée	Niveau d'énergie de service [KJ]	-	85	170	330	500	660	1 000	1 500	> 1 500
	Niveau d'énergie maximal [KJ]	100	250	500	1 000	1 500	2 000	3 000	4 500	> 4 500
Tarif de fourniture + pose en France (source : Interreg IIIa RiskYdrogé, 2006)		Prix minimum observé [€/ml]	140	230	300	400	600	600	1 000	1 500
		Prix maximum observé [€/ml]	230	400	400	600	700	950	1 000	1 600
Tarif de fourniture + pose en Suisse (source : analyse de 50 chantiers suisses)		Prix minimum observé [€/ml]	160	330	430	460	480	1 160	1 580	-
		Prix maximum observé [€/ml]	200	510	550	560	1 500	1 380	1 680	-

Figure 95 – Coûts d'installation de filets pare-pierres en France et en Suisse (d'après Dupire (2011))

Nous avons choisi un filet de catégorie 0 correspondant à une énergie maximale de 100 KJ, énergie pour laquelle les interventions sylvicoles ont été dimensionnées. Au regard des tarifs pratiqués en France, les coûts d'installation de filets pare-pierres (fourniture + pose)

varient de 70 à 115 k€HT. Ces tarifs évoluent en fonction des prestataires, pour un linéaire de 500 m constitué d'une seule ligne d'écran. A cela peuvent s'ajouter également l'élaboration du plan de gestion et la maîtrise d'œuvre pour l'installation des filets.

A partir de ces données, nous en déduisons que les coûts d'installation "tout" génie civil sont de 2,5 à 4,2 fois supérieur aux travaux réalisés par l'ONF sur ce site.

6.3.2 Les recommandations sylvicoles

Dans le contexte de la remobilisation des produits des coupes pour réaliser des ouvrages de génie biologique pare-pierres, nous préconisons l'utilisation des 10 recommandations synthétiques suivantes qui proviennent de la synthèse des travaux expérimentaux réalisés à Irstea et des conclusions de cette thèse. Les informations relatives aux angles d'abattage, la hauteur des ouvrages et la striation des grumes ne proviennent pas des travaux de cette thèse. De même, nous considérons que la durée de survie efficace (capacité de dissipation de plus de 50 % de la quantité de mouvement après la coupe) d'un ouvrage de génie biologique pare-pierres est de 5 années après la réalisation de la coupe pour des arbres de 20 cm de diamètre, et qu'il est considéré comme totalement inefficace 20 années après la date de coupe.

Ces recommandations sont valables à partir de la date de réalisation des coupes et de la remobilisation immédiate des rémanents :

1. abattre dans la zone de transit les arbres en oblique de la pente avec un angle de $30^\circ \pm 15^\circ$;
2. l'apex de l'arbre abattu doit être dirigé à l'amont et ce afin d'éviter que la grume ne dévale la pente, tête la première ;
3. le fait de laisser des arbres en travers, s'ils diminuent la vitesse de passage et la distance d'arrêt, peut par contre augmenter la hauteur de passage par effet tremplin. L'abattage avec un angle de $30^\circ \pm 15^\circ$ permet de limiter cet effet tremplin ;
4. la hauteur d'usage de l'ouvrage doit être au moins égale à la plus grande des 3 dimensions (hauteur*largeur*longueur) du projectile le plus volumineux en mesure de se propager sur le site d'étude ;
5. en fonction de la dimension des projectiles, il peut s'avérer (en fonction des conditions de pente et donc de travail des bûcherons) utile d'empiler des troncs afin d'augmenter la hauteur de l'obstacle. Mais cet empilage d'un tronc sur un autre nécessite de solidariser avec des câbles les troncs aux souches qui serviront de support à cet ouvrage ;
6. dans la mesure du possible et suivant la technique d'abattage utilisée le tronc doit être ancré à l'amont de sa souche, ou à l'amont d'autres arbres. Il est possible de repositionner un arbre au moyen d'un tire-fort ;

7. au plus proche de la zone de départ et dans la zone d'arrêt, l'abattage peut se faire en travers de la pente et orienté suivant les courbes de niveau ;
8. afin d'accroître la durée de survie des ouvrages construits avec les grumes et billons il faut veiller à diminuer la vitesse de décomposition de ces éléments. Pour cela il faudra veiller à limiter si possible la surface de contact entre la grume et le sol afin de limiter la teneur en eau de la grume. Nous recommandons donc de ne pas ébrancher la grume totalement ;
9. pour éviter des problèmes phytosanitaires et le pullulement d'insectes xylophages il faut veiller à ce que l'eau des produits fraîchement abattus s'évacuent au plus vite. Pour ce faire la meilleure technique est d'écorcer les troncs des arbres abattus. Cette technique n'est pas sans poser de problèmes. Pour écorcer un bois il faut commencer par l'ébrancher, ce qui génère un risque de dévalement de la grume. De plus l'écorçage se réalise sur des arbres fraîchement abattus, la sève présente sur la grume écorcée facilite le glissement de celui-ci sur le sol. Une technique alternative à l'écorçage complet est la scarification du tronc avec une tronçonneuse. Au regard de la vision empirique des forestiers, cette technique est plus rapide et semble avoir un niveau d'efficacité équivalent. Elle consiste à strier les troncs dans le sens de la longueur. L'espacement entre deux stries ne doit pas excéder 15 cm afin que les larves de bostryches ne puissent développer leurs galeries ;
10. dans la zone de transit il est possible, pour des raisons sylvicoles et quand il n'est pas possible d'abattre un arbre de le faire mourir sur pied en procédant à l'annélation de son écorce en pied.

Chapitre 7

Conclusion générale

En montagne, les populations ont cherché la protection (des biens et des personnes) que leur offre les forêts vis-à-vis des aléas naturels (chutes de blocs, avalanches, glissements de terrain et érosion).

La gestion des forêts de montagne, influencée par les fortes contraintes du milieu naturel (topographie, climat,...) est devenue au fil du temps de plus en plus difficile et délicate du fait de l'homme et de ses activités. Ainsi, depuis la fin du XIX^e siècle, les interventions forestières se sont adaptées en fonction notamment du développement des voies de communication, de l'urbanisation, et des activités de loisirs créant de nouvelles contraintes en matière d'aménagement et de gestion du territoire. Des grands reboisements pour lutter contre l'érosion et le risque torrentiel sur les versants alpins, les interventions forestières se sont orientées ensuite dans le courant du XX^e siècle vers les risques d'avalanches et de chutes de pierres.

La prévention des risques naturels est construite sur la mise en œuvre de deux niveaux de protection :

- une défense active dont l'objectif est d'empêcher le phénomène de se produire. Elle intervient dans la zone de départ du phénomène. Dans ce cadre d'action les ouvrages de protection ont pour rôle d'empêcher la mobilisation des matériaux ;
- une défense passive dont l'objectif est d'empêcher les aléas naturels de nuire. Elle intervient dans la zone de transit et d'arrêt. Dans ce cadre d'action, les ouvrages de protection ont un rôle d'obstacle favorisant la déperdition d'énergie et le piégeage des matériaux en mouvement.

Les coûts élevés d'implantation et d'entretien des ouvrages de génie civil et la volonté d'optimiser les investissements publics ont ré-initié dans les pays de l'arc alpin une réflexion

sur l'adoption de mesures préventives et de valorisation des milieux naturels en tant qu'ouvrage de protection.

Depuis la fin du XX^e siècle (en Suisse), les forestiers ont intégré dans les guides des sylvicultures des forêts de montagne des éléments relatifs au maintien et à l'optimisation de la protection offerte par les peuplements forestiers. Les forestiers suisses ont été les premiers à formaliser des recommandations empiriques sur l'utilisation des rémanents pour réaliser des ouvrages de protection pare-pierres et pare-avalanches. Ainsi, lors des coupes, il est recommandé de laisser les souches le plus haut possible (soit à minima 1,30 m au dessus du sol) et d'ancrer les grumes laissées au sol.

Ces recommandations sont depuis lors suivies couramment en Suisse et en Autriche, ce qui confère aux forestiers suisses et autrichiens le recul nécessaire pour affirmer empiriquement que l'efficacité de ces ouvrages n'excède pas 30 ans et qu'elle diminue très fortement à partir de 10 ans. Cependant, aucune donnée scientifique sur la durabilité de ces ouvrages n'était disponible à ce jour. Or, ces données sont indispensables pour optimiser et cibler les interventions sylvicoles nécessaires au maintien et à l'amélioration de la protection offerte par les forêts de montagne.

Comme pour les ouvrages de génie civil et afin d'optimiser la stratégie d'utilisation des rémanents en tant qu'ouvrage de protection "biologique", il est nécessaire de connaître la capacité de dissipation énergétique et de déterminer la durée de vie effective de ces ouvrages.

En d'autres termes il faut connaître la cinématique de décomposition des rémanents et la corréler à leur perte de résistance mécanique.

La démarche scientifique que nous avons construite nous a permis d'étudier la décomposition physique, chimique et mécanique de trois essences d'arbres parmi les plus présentes dans l'arc alpin (*Pinus nigra*, *Picea abies* et *Fagus sylvatica*). Ces travaux ont été réalisés à partir de chronoséquences construites sur des sites sélectionnés en fonction de la connaissance précise des dates de coupes.

Cette recherche s'est articulée autour des hypothèses suivantes :

- il existe une corrélation entre les différentes variables étudiées : la densité sèche, la résistance au forage, la résistance à la pénétration, l'évolution des composants chimiques et la résistance mécanique ;

- la perte de résistance mécanique d'un rémanent suit une loi de type décroissance exponentielle ;
- la perte de résistance mécanique du bois dans le milieu naturel est plus rapide que la décomposition des éléments physico-chimiques (densité, lignine, cellulose et hémicellulose) ;
- dans les mêmes conditions de milieu et pour une même essence, les différents types de rémanents (souches, racines et grumes) ont des cinématiques de dégradation différentes.

Pour tester ces hypothèses nous avons utilisé cinq différentes méthodes d'investigation : le dosage en matière sèche, le résistographe, le pénétromètre pilodyn, la Spectroscopie Proche Infra-Rouge (SPIR) et la réalisatrice de test d'impact sur un banc d'essai.

La majorité des études menées sur la décomposition du bois a utilisé comme indicateur la perte de densité sèche. Afin de pouvoir comparer nos résultats à ces travaux nous avons donc utilisé cette variable comme donnée de référence.

Nos résultats confirment que des 5 variables étudiées, la densité sèche est celle qui permet de construire l'indicateur le plus robuste pour étudier la cinématique de décomposition du bois. Cet indicateur évolue selon un modèle de décroissance exponentiel quelque soit l'essence étudiée. A ce titre, et compte tenu des constantes de décomposition que nous avons obtenus, nos résultats sont en parfaite adéquation avec ceux des études publiées à ce jour. Ils confirment l'influence de deux facteurs climatiques en lien avec l'altitude sur la dynamique de décomposition : les températures annuelles moyennes et les précipitations annuelles moyennes. Ainsi, plus on s'élève en altitude et plus le processus de décomposition est ralenti car le froid gèle l'activité des communautés saproxyliques (principales espèces qui décomposent le bois). Au regard des résultats de cette thèse et des précédents travaux sur la décomposition du bois en montagne (Ammann, 2006; Herrmann *et al.*, 2011), il semblerait qu'il existe un gradient altitudinal compris entre 800 m et 1000 m qui peut expliquer la différenciation que nous avons observé dans le processus de décomposition.

En ce qui concerne la corrélation entre la perte de résistance mécanique et les variables que nous avons étudiées, là encore la plus forte corrélation a été obtenue avec la densité sèche. Il s'avère donc que le dosage en matière sèche d'un rémanent est la méthode actuellement la plus robuste pour évaluer l'efficacité d'un rémanent en terme de capacité mécanique. Cependant cette méthode nécessite de prélever, préparer et sécher un échantillon. Elle ne permet donc pas une analyse rapide et simple *in situ* par le forestier.

Les mesures directes effectuées *in situ* avec le résistographe et le pénétromètre pilodyn permettent d'obtenir des résultats rapides et de manière non destructive, mais compte tenu de la qualité des ajustements statistiques, les résultats sont moins robustes que ceux obtenus avec l'indicateur de densité sèche. Le résistographe a l'avantage de mesurer jusqu'au cœur de l'échantillon et est un instrument de mesure prometteur dans cette thématique de recherche. Néanmoins, il convient d'améliorer le traitement du signal enregistré.

Pour le pilodyn, la portée des résultats est limitée par la longueur de la tige d'acier. En effet, la mesure effectuée sur les quatre premiers centimètres depuis l'écorce ne permet pas d'obtenir des informations exhaustives. Cependant le concept de cet outil est intéressant et parfaitement adapté à une mesure rapide *in situ*. Il nous semble donc nécessaire de développer les recherches afin de déterminer la profondeur de pénétration optimale afin d'obtenir un modèle de décomposition le plus robuste possible.

Le pilodyn mesure la résistance à la pénétration. C'est un outil d'usage limité à cause de la longueur de la tige d'acier de 4 cm. Il ne permet donc pas d'évaluer la qualité du bois au delà de cette longueur de pénétration (de l'écorce au cœur), en d'autres termes sur des échantillons supérieurs à 8 cm de diamètre.

Nos travaux exploratoires concernant l'analyse de la dégradation des composants chimiques par l'utilisation de spectroscopie proche infrarouge (SPIR) ont permis de construire un indicateur de décomposition basé sur la composition en lignine, cellulose et hémicellulose des échantillons de hêtre. Les corrélations entre cet indicateur chimique et celui de densité sèche sont robustes. Cependant, compte tenu du fait qu'il faut pour chaque essence déterminer la bande spectrale permettant d'obtenir la meilleure corrélation, la question qui se pose est comment transposer à d'autres essences les résultats que nous avons obtenus ? Pour répondre à cette question il est nécessaire de poursuivre les recherches que nous avons initiées.

Pour acquérir des données fiables sur la perte de résistance mécanique des rémanents en fonction du temps, nous avons élaboré et mis en œuvre un protocole de réalisation de tests d'impacts en laboratoire sur des grumes. Au regard des contraintes temporelles et du matériel ligneux disponible, nous avons limité ces tests uniquement à des grumes de pin noir d'Autriche ayant des diamètres compris entre 10 et 20 cm. Ils ont permis pour la première fois d'étudier la perte de résistance mécanique de grumes âgées de 0, 3, 6 et 10 ans. Le modèle le plus performant a été obtenu avec les données relatives à la quantité de mouvement. Le meilleur ajustement a été obtenu avec une fonction sigmoïde.

Cette information est importante car elle permet d'expliquer le temps de latence nécessaire pour que le processus de décomposition puissent s'initier et le fait qu'une fois ce processus

initié la déperdition de capacité mécanique chute rapidement puis stagne. Notre principale conclusion est que la résistance mécanique de grumes de pin noir d'Autriche est réduite de 50% en l'espace 5 ans après la coupe, et qu'au delà, cette résistance est considérée comme négligeable, soit $< 10\%$.

Notre principe d'extrapolation de notre modèle à l'épicéa s'avère valide. En effet, nos résultats sont cohérents avec ceux de la seule recherche publiée à ce jour et portant sur la perte de résistance mécanique du bois mort d'épicéa sur les versants suisses (Ammann, 2006).

Au regard de l'ensemble des résultats de cette thèse, les conclusions les plus importantes pour les gestionnaires sont :

- la durée maximale d'efficacité d'un rémanent en contact direct avec le sol est de 10 ans, avec une perte de 50 % de la résistance mécanique à l'issue de 5 ans après la coupe ;
- la vitesse de décomposition des grumes est sensiblement supérieure à celle des souches (9 %) qui est elle même 2 fois supérieure à celle du système racinaire. Le point faible d'un ouvrage de protection biologique constitué d'une grume ancrée sur une souche est donc la grume ;
- la vitesse de décomposition des essences feuillues est plus rapide que celles des résineux de 7 % à 8 % ;
- la perte des propriétés mécaniques d'un rémanent a une cinématique plus rapide que celle des propriétés physico-chimiques ;
- s'il existe des corrélations entre la perte de résistance mécanique et les pertes des propriétés physico-chimiques, celles-ci ont une robustesse très variable compte tenu entre autre de la variabilité du matériau bois liée à ses conditions de croissance. Il convient donc d'utiliser avec un regard critique les différents modèles que nous avons construits et présentés dans notre manuscrit.

Si notre travail de thèse, à la croisée entre la géomorphologie et l'écologie, a permis de réaliser un certain nombre d'apports techniques, de valider nos hypothèses et d'accroître les connaissances scientifiques sur la cinématique de décomposition du bois en milieu naturel, elle a également permis d'identifier les axes de recherche à approfondir pour la poursuite de ce travail tels que :

- l'étude de la dynamique de décomposition des autres essences d'arbres et en fonction du type de rémanent (souche, racine et grume) ;
- l'analyse de l'influence de l'altitude sur le taux de décomposition des essences dans le but d'établir une classification du taux de décomposition des essences en fonction d'un gradient altitudinal ;

- la standardisation des méthodes de prélèvements *in situ* et d'analyses du bois destinés à tout types d'ouvrages réalisés à partir de rémanents ;
- la réalisation de tests d'impacts dynamiques étendus à d'autres essences ;
- la réalisation de tests statiques mécaniques *in situ* (résistance au déracinement et à la rupture des grumes) ;
- le calibrage et la validation de notre modèle de perte de résistance mécanique des rémanents ;
- l'intégration de ce modèle dans le logiciel de trajectographie RockyFor3D afin de développer une dimension temporelle (4D).

Bibliographie

- ABE, K. et ZIEMER, R. R. (1991). Effect of tree roots on a shear zone : modeling reinforced shear stress. *Canadian Journal of Forest Research*, 21(7):1012–1019.
- ALVES, A., SANTOS, A., ROZENBERG, P., PÂQUES, L. E., CHARPENTIER, J. P., SCHWANNINGER, M. et RODRIGUES, J. (2012). A common near infrared-based partial least squares regression model for the prediction of wood density of *Pinus pinaster* and *Larix eurolepis*. *Wood Science and Technology*, 46(1-3):157–175.
- AMMANN, M. (2006). *Schutzwirkung abgestorbener Bäume gegen Naturgefahren*. Thèse de doctorat, ETH Zurich.
- AMMANN, M., BÖLL, A., RICKLI, C., SPECK, T. et HOLDENRIEDER, O. (2009). Significance of tree root decomposition for shallow landslides. *Forest Snow and Landscape Research*, 82(1):79–94.
- ARNBORG, T. (1942). Lagaföryngringen i en sydappländsk granurskog.[in swedish.]. *Svenska Skogvardsför*, 40:47–78.
- ASTRADE, L., ROUSSEAU, N., BRAVARD, J., ALLIGNOL, F. et SIMAC, L. (2011). Detailed chronology of mid-altitude fluvial system esponse to changing climate and societies at the end of the littles ice age (Southwestern Alps and Cévennes, France). *Geomorphology*, 113:100–116.
- BARBALAT, S. (1998). Importance of forest structures on four beetle families (Col : Buprestidae, Cerambycidae, Lucanidae and phytophagous Scarabaeidae) in the Areuse Gorges (Neuchatel, Switzerland). *Revue Suisse de Zoologie*, 105(3):569–580.
- BEBI, P., KULAKOWSKI, D. et RIXEN, C. (2009). Snow avalanche disturbances in forest ecosystems—State of research and implications for management. *Forest Ecology and Management*, 257:1883–1892.

- BEETS, P. N., HOOD, I. A., KIMBERLEY, M. O., OLIVER, G. R., PEARCE, S. H. et GARDNER, J. F. (2008). Coarse woody debris decay rates for seven indigenous tree species in the central North Island of New Zealand. *Forest Ecology and Management*, 256(4):548–557.
- BELLON-MAUREL, V., GRENIER, P., CROCHON, M. et ROGER, J. (2003). Spectroscopie optique pour caractériser l'état physiologique de plantes : quelques exemples. *Ingénieries Numéro Spécial*, pages 35–45.
- BERGER, F. (2004). *ROCKFOR : EU Project QLKS-CT-2000-01302-Rapport interne Commission Européenne*. Cemagref.
- BERGER, F. et CHAUVIN, C. (1996). Cartographie des fonctions de protection de la forêt de montagne : appréciation des potentialités d'avalanches sous couvert forestier. *Revue de géographie de Lyon*, 71(2):137 – 145.
- BERGER, F. et DORREN, L. (2007). Principles of the tool Rockfor.net for quantifying the rockfall hazard below a protection forest. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 158(6): 157–165.
- BERGER, F. et REY, F. (2004). Mountain protection forests against natural hazards and risks : New french developments by integrating forests in risk zoning. *Natural Hazards*, 33(3):395–404.
- BERGER, F., REY, F. et LIÉVOIS, J. (2003). Le zonage : un outil pour la gestion des forêts de montagne à fonction de protection contre les risques naturels. *Ingénieries - E A T*, 36(36):53–63.
- BERGMAN, R., CAI, Z., CARLL, C. G., CLAUSEN, C. A., DIETENBERGER, M. A., FALK, R. H., FRIHART, C. R., GLASS, S. V., HUNT, C. G., IBACH, R. E., KRETSCHMANN, D. E., RAMMER, D. R. et ROSS, R. J. (2010). *Wood handbook—Wood as an engineering material*. General Technical Report FPL-GTR-190. Madison, WI : U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory, Madison, WI : US.
- BESSON, L. (2005). *Les risques naturels : de la connaissance pratique à la gestion administrative*. collection Dossier d'Expert Technique. Institut des Risques Majeurs (Ed.), 38506 Voiron.
- BIGOT, C., ASTRADE, L., BERGER, B. et BRUN, J. J. (2013). *Optimisation de la gestion des forêts de protection contre les chutes de pierres par l'utilisation des rémanents*. Arbres & dynamiques. Clermont-Ferrand : France (ed.).

- BIGOT, C., BERGER, F., ASTRADE, L. et BRUN, J. J. (2011). Timber protection works against rockfall activities in the southern french alps. *In Interdisciplinary Rockfall Workshop 2011*, page 2, Innsbruck, AUT.
- BIGOT, C., BERGER, F. et LAMBERT, S. (2010). Treenet : an innovative type of rockfall protection fence on forested slopes specially designed for low energy events. *In Interpraevent 2010, International Symposium in Pacific Rim*, page 6, Taipei, TWN.
- BIGOT, C., DORREN, L. K. A. et BERGER, F. (2009). Quantifying the protective function of a forest against rockfall for past, present and future scenarios using two modelling approaches. *Natural Hazards*, 49(1):99–111.
- BIGOT, C., LIEBAULT, F., ASTRADE, L., BRUN, J. et BERGER, F. (2012). Response of biogeomorphological processes on mountain slopes : two practical applications of harvesting in southern french prealps. *In Interpraevent, Grenoble, FRA*.
- BISHOP, D. et STEVENS, M. (1965). Landslides on logged areas in southeast Alaska. Rapport technique, USDA For. Serv. Res. Pap. NOR-1.
- BOND-LAMBERTY, B. et GOWER, S. T. (2008). Decomposition and fragmentation of coarse woody debris : Re-visiting a boreal black spruce chronosequence. *Ecosystems*, 11(6):831–840.
- BOUGET, C. (2009). Pourquoi des recherches sur le bois mort ? Le projet RESINE. *Les rendez vous techniques-ONF*, 25-26(18):1.
- BOUGET, C., LASSAUCE, A. et JONSELL, M. (2012). Effects of fuelwood harvesting on biodiversity - a review focused on the situation in Europe. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8):1421–1432.
- BRANG, P. (2001). Resistance and elasticity : Promising concepts for the management of protection forests in the European Alps. *Forest Ecology and Management*, 145(1-2):107–119.
- BRANG, P., SCHÖNENBERGER, W., FREHNER, M., SCHWITTER, R., THORMANN, J. J. et WASSER, B. (2006). Management of protection forests in the European Alps : An overview. *Forest Snow and Landscape Research*, 80(1):23–44.
- BRAVARD, J. (2000). Le comportement hydromorphologique des cours d’eau au Petit âge glaciaire dans les Alpes française et leurs piedmonts. *In 25e Journée Scientifiques de GFHN, Meudon*, pages 105–110.

- BRAVARD, J. P. (2002a). Le «traitement» des versants dans le département de la Drôme des inondations de 1840 à la loi du 27 Juillet 1860. *Annales des Ponts et Chaussées, Ingenieur Science Societe*, 103(103):37–43.
- BRAVARD, J. P. (2002b). Les réponses des systèmes fluviaux à une réduction des flux d'eau et de sédiments sous l'effet du reboisement en montagne. *Houille Blanche-Revue Internationale de l'eau*, 3(3):68–71.
- BRIN, A., BOUGET, C., VALLADARES, L. et BRUSTEL, H. (2012). Are stumps important for the conservation of saproxylic beetles in managed forests? - Insights from a comparison of assemblages on logs and stumps in oak-dominated forests and pine plantations. *Insect Conservation and Diversity*, 6:255–264.
- BROWN, P., SHEPPERD, W., MATA, S. et MCCLAIN, D. (1998). Longevity of windthrow logs in a subalpine forest of central Colorado. *Canadian Journal of Forest Research*, 28:932–936.
- BRUGNOT, G. et CASSAYRE, Y. (2002). De la politique Française de restauration des terrains en montagne à la prévention des risques naturels. *In Actes du colloque, les pouvoirs publics face aux risques naturels dans l'histoire, Grenoble*, page 11.
- BULL, W., KING, J., KONG, F., MOUTOUX, T. et PHILLIPS, W. (1994). Lichen dating of coseismic landslide hazards in alpine mountains. *Geomorphology*, 10(1):253–264.
- BÜTLER, R., PATTY, L., LE BAYON, R. C., GUENAT, C. et SCHLAEPFER, R. (2007). Log decay of *Picea abies* in the Swiss Jura Mountains of central Europe. *Forest Ecology and Management*, 242(2-3):791–799.
- CATTIAU, V., MARI, E. et RENAUD, J.-P. (1995). Forêt et protection contre les chutes de rochers [Forest and protection against rockfall]. *Ingénieries : Eau- Agriculture- Territoires*, 1:45–54.
- CÉCILLON, L. (2008). *Quels indicateurs pour évaluer la qualité de sols forestiers soumis à des contraintes environnementales fortes ?* Thèse de doctorat, l'Université Joseph Fourier de Grenoble.
- CHANG, W. (1998). The effect of surface roughness on dynamic friction between neolite and quarry tile. *Safety Science*, 29(2):89–108.
- CHARPY, G. (1901). *Note sur l'essai des métaux à la flexion par choc de barreaux entaillés*. Mémoire et compte-rendus de la Société des ingénieurs civils de France.

- CHAUVIN, C. (1998). L'aménagement des forêts de montagne. *Revue Forestière Française*, numéro spécial : L'aménagement forestier, hier, aujourd'hui, demain:230–237.
- CHEN, H. et HARMON, M. E. (1992). Dynamic study of coarse woody debris in temperate forest ecosystems. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 3(2):99–104.
- CHEN, H., HARMON, M. E. et GRIFFITHS, R. P. (2001). Decomposition and nitrogen release from decomposing woody roots in coniferous forests of the Pacific Northwest : A chronosequence approach. *Canadian Journal of Forest Research*, 31(2):246–260.
- CHEN, H., HARMON, M. E., GRIFFITHS, R. P. et HICKS, W. (2000). Effects of temperature and moisture on carbon respired from decomposing woody roots. *Forest Ecology and Management*, 138:51–64.
- CHENARD, G., CLÉMENT, C. et SICARD, P. (2010). *L'érosion des terrains de montagnes*. Archives départementales des Hautes Alpes.
- CHIATANTE, D., DI IOPRIO, A., SCIPPA, G. et SCHIRONE, B. (2004). Root architectural and morphological response of *Pinus Nigra* ARN. and *Quercus Robur* L. to nutrient supply and root density in the soil. *Annali di Botanica is published by the Department of Environmental Biology - University La Sapienza of Rome, Italy*, 4:159–171.
- CHONDROYANNIS, P. et VIGNERON, C. (1990). Les grandes réalisations forestières du siècle dernier en France méditerranéenne continentale. *Forêt méditerranéenne*, XII(1):3 – 52.
- COLLINS, B. D., DUNNE, T. et LEHRE, A. K. (1983). Erosion of tephra-covered hillslopes north of Mount St. Helens, Washington : May 1980 - May 1981. *Zeitschrift fur Geomorphologie, Supplementband*, 46:103–121.
- CORCKET, E. (2000). Catalogue des types de stations forestières du Diois et des Baronnie Drômoise. Rapport technique, Université de Grenoble, 376p.
- COUTARD, J. et FRANCOU, B. (1989). Rock temperature measurements in two alpine environments : implications for frost shattering. *Arctic and Alpine Research*, 21:399–416.
- COUVREUR, S. (1982). Les forêts de protection contre les risques naturels. Mémoire de D.E.A., école Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts.
- CREED, I. F., WEBSTER, K. L. et MORRISON, D. L. (2004). A comparison of techniques for measuring density and concentrations of carbon nitrogen in coarse woody debris at different stages of decay. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(3):744–753.

- CROOK, M. J. et ENNOS, A. R. (1998). The increase in anchorage with tree size of the tropical tap rooted tree *Mallotus wrayi*, King (Euphorbiaceae). *Annals of Botany*, 82(3):291–296.
- DANIELS, L., DOBRY, J., KLINKA, K. et FELLER, M. (1997). Determining year of death of logs and snags of *Thuja plicata* in southwestern coastal British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 27:1132–1141.
- DEMANGEOT, J. (1996). *Les milieux "naturels" du globe*. Armand Colin.
- DENÈGRE, J. et SALGÉ, F. (1996). *Les systèmes d'information géographiques*. Que-sais-je ? PUF.
- DENNY, C. S. et GOODLETT, J. C. (1956). Micro-relief resulting from fallen trees. *Surficial geology and geomorphology of Potter County*, 288:59–68.
- DENSMORE, N., PARMINTER, J. et STEVENS, V. (2004). Coarse woody debris : Inventory, decay modelling, and management implications in three biogeoclimatic zones. *British Columbia Journal of Ecosystems and Management*, 5(2):14–29.
- D'EPENOU, F. (1994). Relations milieu-production. Application au pin noir d'Autriche sur le versant nord du Ventoux. *Revue Forestière Française*, XLVI -3:223–234.
- DERRUAU, M. (2001). *Les formes de relief terrestre - Notion de géomorphologie*. Armand Colin.
- DOCHE, O. (1997). Etude expérimentale de chutes de blocs en forêt. Mémoire de D.E.A., Institut des sciences techniques de Grenoble, département géotechnique, Cemagref ; 98 p.
- DORREN, L. K. A. (2003). *GIS modelling of rockfall and protection forest structure*. Thèse de doctorat, Université d'Amsterdam.
- DORREN, L. K. A. (2012). Rockyfor3d(v5.0) revealed. Rapport technique, Ecorisq.
- DORREN, L. K. A. et BERGER, F. (2005). Stem breakage of trees and energy dissipation during rockfall impacts. *Tree Physiology*, 26(1):63–71.
- DORREN, L. K. A., BERGER, F., IMESON, A. C., MAIER, B. et REY, F. (2004a). Integrity, stability and management of protection forests in the European Alps. *Forest Ecology and Management*, 195(1-2):165–176.
- DORREN, L. K. A., BERGER, F., JONSSON, M., KRAUTBLATTER, M., MÖLK, M., STOFFEL, M. et WEHRLI, A. (2007). State of the art in rockfall - forest interactions. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 158(6)(6):128–141.

- DORREN, L. K. A., BERGER, F., LE HIR, C., MERMIN, E. et TARDIF, P. (2005). Mechanisms, effects and management implications of rockfall in forests. *Forest Ecology and Management*, 215(1-3):183–195.
- DORREN, L. K. A., BERGER, F. et PUTTERS, U. (2006). Real size experiments and 3D simulation of rockfall on forested and non-forested slopes. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 6:145–153.
- DORREN, L. K. A., MAIER, B., PUTTERS, U. et A.C., S. (2004b). Combining field and modelling techniques to assess rockfall dynamics on a protection forest hillslope in the European Alps. *Geomorphology*, 57(3):151–167.
- DUBOIS, J. J. (1999). *Les milieux forestiers : aspects géographiques*. Sedes, Paris.
- DUPIRE, S. (2011). Étude économique : démarche et principaux résultats. Rapport technique, Projet Interreg France-Suisse « Forêts de protection », Étude économique. LEF – AgroParisTech – ENGREF, Nancy.
- ENNOS, A. R. (1990). The anchorage of leek seedlings : The effect of root length and soil strength. *Annals of Botany*, 65(4):409–416.
- ENRONG, Y., XIHUA, W. et JIANJUN, H. (2006). Concept and Classification of Coarse Woody Debris in Forest Ecosystems. *Concept and classification of coarse woody debris in forest ecosystems, Frontiers of Biology*, 1:76–84.
- ERISMANN, T. et ABELE, G. (2001). *Dynamics of rockslides and rockfalls*. Springer-Verlag, Berlin.
- EVANS, S. et HUNGR, O. (1993). The assessment of rockfall hazard at the base of talus slopes. *Canadian Geotechnical Journal*, 30:620–636.
- EVETTE, A., LABONNE, S., REY, F., LIÉBAULT, F., JANCKE, O. et GIREL, J. (2009). History of bioengineering techniques for erosion control in rivers in western europe. *Environmental Management*, 43(6):972–984.
- FACKLER, K., SCHWANNINGER, M., GRADINGER, C., SREBOTNIK, E., HINTERSTOISSER, B. et MESSNER, K. (2007). Fungal decay of spruce and beech wood assessed by near-infrared spectroscopy in combination with uni- and multivariate data analysis. *Holzforschung*, 61(6):680–687.

- FAHEY, T. J., HUGHES, J. W., PU, M. et ARTHUR, M. A. (1988). Root decomposition and nutrient flux following whole-tree harvest of northern hardwood forest. *Forest Science*, 34(3):744–768.
- FLAETE, P. O. et HAARTVEIT, E. Y. (2004). Non-destructive prediction of decay resistance of *Pinus sylvestris* heartwood by near infrared spectroscopy. *Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement*, 19(5):55–63.
- FOURCHY, P. (1966). Déboisement et reboisement - Les débuts de la lutte contre l'érosion au XIXe siècle dans les Alpes Françaises. *Revue Forestière Française*, 7:467–487.
- FRAVER, S., WAGNER, R. G. et DAY, M. (2002). Dynamics of coarse woody debris following gap harvesting in the Acadian forest of central Maine, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(12):2094–2105.
- FREHNER, M., WASSER, B. et SCHWITTER, R. (2005). *Gestion durable des forêts de protection. Soins sylvicoles et contrôle des résultats : instructions pratiques. (L'environnement pratique)*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage.
- FRESCHET, G. T., WEEDON, J. T., AERTS, R., van HAL, J. R. et CORNELISSEN, J. H. C. (2011). Interspecific differences in wood decay rates : Insights from a new short-term method to study long-term wood decomposition. *Journal of Ecology*, 100(1):161–170.
- FREY, W. et THEE, P. (2002). Avalanche protection of windthrow areas : a ten year comparison of cleared and uncleared starting zones. *Forest Snow and Landscape Research*, 77(1-2):89–107.
- FUJIMOTO, T., YAMAMOTO, H. et TSUCHIKAWA, S. (2007). Estimation of Wood Stiffness and Strength Properties of Hybrid Larch by Near-Infrared Spectroscopy. *Applied Spectroscopy*, 61(8):882–888.
- GANJEGUNTE, G. K., CONDRON, L. M., CLINTON, P. W., DAVIS, M. R. et MAHIEU, N. (2004). Decomposition and nutrient release from radiata pine (*Pinus radiata*) coarse woody debris. *Forest Ecology and Management*, 187(2-3):197–211.
- GARDNER, J. (1983). Rockfall frequency and distribution in the Highwood Pass area, Canadian Rocky Mountains. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 27(3):311–324.
- GARRETT, L. G., DAVIS, M. et OLIVER, G. (2007). Decomposition of coarse woody debris, and methods for determining decay rates. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 37(2): 227–240.

- GARRETT, L. G., KIMBERLEY, M. O., OLIVER, G. R., PEARCE, S. H. et PAUL, T. S. H. (2010). Decomposition of woody debris in managed *Pinus radiata* plantations in New Zealand. *Forest Ecology and Management*, 260(8):1389–1398.
- GARRETT, L. G., OLIVER, G. R., PEARCE, S. H. et DAVIS, M. R. (2008). Decomposition of *Pinus radiata* coarse woody debris in New Zealand. *Forest Ecology and Management*, 255(11):3839–3845.
- GAUQUELIN, X., COURBAUD, B. et (COORD.) (2006). *Guide des sylvicultures de montagne Alpes du Nord Françaises*.
- GINDL, W., TEISCHINGER, A., SCHWANNINGER, M. et HINTERSTOISSER, B. (2001). The relationship between near infrared spectra of radial wood surfaces and wood mechanical properties. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 9(4):255–261.
- GOUGH, C. M., VOGEL, C. S., KAZANSKI, C., NAGEL, L., FLOWER, C. E. et CURTIS, P. S. (2007). Coarse woody debris and the carbon balance of a north temperate forest. *Forest Ecology and Management*, 244(1-3):60–67.
- GRAHAM, R. et CROMACK, K. (1982). Mass, nutrient content, and decay rate of dead boles in rain forests of Olympic National Park. *Canadian Journal of F*, 12:511–521.
- GROVE, J. (1972). The incidence of landslides, avalanches and floods in western Norway during the Little Ice Age. *Artic and Alpine Research*, 4:131–138.
- GROVE, S. J., STAMM, L. et BARRY, C. (2009). Log decomposition rates in Tasmanian *Eucalyptus obliqua* determined using an indirect chronosequence approach. *Forest Ecology and Management*, 258(4):389–397.
- GSTEIGER, P. (1993). Steinschlagschutzwald. Ein Beitrag zur Abgrenzung, Beurteilung und Bewirtschaftung. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 144:115–132.
- GUO, L. B., BEK, E. et GIFFORD, R. M. (2006). Woody debris in a 16-year old *Pinus radiata* plantation in Australia : Mass, carbon and nitrogen stocks, and turnover. *Forest Ecology and Management*, 228(1-3):145–151.
- GURNELL, A. M., PIÉGAY, H., SWANSON, F. J. et GREGORY, S. V. (2002). Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biology*, 47(4):601–619.
- GUTIÉRREZ OLIVA, A., BAONZA MERINO, V., FERNANDEZ-GOLFIN SECO, J. I., CONDE GARCIA, M. et HERMOSO PRIETO, E. (2006). Effect of growth conditions on wood density of Spanish *Pinus nigra*. *Wood Science and Technology*, 40(3):190–204.

- GUZZETTI, F., CARRARA, A., CARDINALI, M. et REICHENBACH, P. (1999). Landslide hazard evaluation : A review of current techniques and their application in a multi-scale study, Central Italy. *Geomorphology*, 31 (1-4):181–216.
- HAMILTON, L. (1992). The protective role of mountain forests. *GeoJournal*, 27:13–22.
- HARMON, M. E. (1982). Decomposition of standing dead trees in the southern Appalachian Mountains. *Oecologia*, 52(2):214–215.
- HARMON, M. E. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research*, 15:133–302.
- HARMON, M. E., KRANKINA, O. N. et SEXTON, J. (2000). Decomposition vectors : A new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(1):76–84.
- HARMON, M. E., WHIGHAM, D. F., SEXTON, J. et OLMSTED, I. (1995). Decomposition and mass of woody detritus in the dry tropical forests of the northeastern Yucatan Peninsula, Mexico. *Biotropica*, 27(3):305–316.
- HAUKSSON, J. B., BERGQVIST, G., BERGSTEN, U., SJÖSTRÖM, M. et EDLUND, U. (2001). Prediction of basic wood properties for Norway spruce. Interpretation of near infrared spectroscopy data using partial least squares regression. *Wood Science and Technology*, 35(6):475–485.
- HAUSSMANN, N. S. (2011). Biogeomorphology : Understanding different research approaches. *Earth Surface Processes and Landforms*, 36(1):136–138.
- HEIN, P., LIMA, J. et CHAIX, G. (2009). Robustness of models based on near infrared spectra to predict the basic density in *Eucalyptus urophylla* wood. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 17(3):141–150.
- HÉRAULT, B., BEAUCHÊNE, J., MULLER, F., WAGNER, F., BARALOTO, C., BLANC, L. et MARTIN, J. M. (2010). Modeling decay rates of dead wood in a neotropical forest. *Oecologia*, pages 1–9.
- HERRMANN, S., HÜTTER, D., BRANG, P., BÜTLER SAUVAIN, R., LACHAT, T. et WERMELINGER, B. (2011). Assessment of dead wood dynamics in swiss forest reserves.
- HERRMANN, S. et PRESCOTT, C. E. (2008). Mass loss and nutrient dynamics of coarse woody debris in three Rocky Mountain coniferous forests : 21 year results. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(1):125–132.

- HOFFMEYER, P. et PEDERSEN, J. G. (1995). Evaluation of density and strength of Norway spruce wood by near infrared reflectance spectroscopy. *Holz als Roh- und Werkstoff*, 53(1): 165–170.
- HOFGAARD, A. (1993). Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, 4:601–608.
- HOLEKSA, J. (2001). Coarse woody debris in a Carpathian subalpine spruce forest. *Totholz in einem subalpinen Fichtenwald der Karpaten*, 120(4):256–270.
- HOLEKSA, J., ZIELONKA, T. et ZYWIEC, M. (2008). Modeling the decay of coarse woody debris in a subalpine Norway spruce forest of the West Carpathians, Poland. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(3):415–428.
- HUANG, Z., LIAO, L., GAO, H., WANG, S. et YU, X. (2000). Decomposition process of Chinese fir stump roots and changes of nutrient concentration. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 11(1):40–42.
- HUANG, Z., XU, Z., BOYD, S. et WILLIAMS, D. (2005). Chemical composition of decomposing stumps in successive rotation of chinese fir (*Cunninghamia lanceolata* (Lamb.) Hook.) plantation. *Chinese Science Bulletin*, 50(22):2581–2586.
- HURAND, A. et BERGER, F. (2002). Forêts et risques naturels. Protection contre l'érosion, les mouvements de terrain et les avalanches. *Houille Blanche-Revue Internationale de l'eau*, (3):64–67.
- IDOL, T. W., FIGLER, R. A., POPE, P. E. et PONDER, F. (2001). Characterization of coarse woody debris across a 100 year chronosequence of upland oak-hickory forests. *Forest Ecology and Management*, 149(1-3):153–161.
- IFN (2011). Forêts de montagne. Rapport technique, Notice méthodologique et résultats pour l'ensemble de la France, IFN (Inventaire Forestier National).
- ISIK, F. et LI, B. (2003). Rapid assessment of wood density of live trees using the Resistograph for selection in tree improvement programs. *Canadian Journal of Forest Research*, 33(12): 2426–2435.
- JAHN, J. (1988). Entwaldung und Steischlag. Internationales symposium Interpretation 1988 in Graz. *Tagungspublikation Bland*, 1:185–198.
- JANCKE, O. (2012). *Quantifying the mechanical resistance of coppice trees against rockfall*. Thèse de doctorat, Université d'Hamburg.

- JANISCH, J. E., HARMON, M. E., CHEN, H., FASTH, B. et SEXTON, J. (2005). Decomposition of coarse woody debris originating by clearcutting of an old-growth conifer forest. *Ecoscience*, 12(2):151–160.
- JOHNSEN, K., SAMUELSON, L., TESKEY, R., McNULTY, S. et FOX, T. (2001). Process models as tools in forestry research and management. *Forestry Science*, 47(1):2–8.
- JONSSON, B. G. (2007). *Energy absorption of trees in a rockfall protection forest*. Thèse de doctorat, ETH Zurich.
- JORGENSEN, S. E. (1990). Ecosystem theory, ecological buffer capacity, uncertainty and complexity. *Ecological Modelling*, 52:125–133.
- KAHL, T., WIRTH, C., MUND, M., BÖHNISCH, G. et SCHULZE, E. D. (2009). Using drill resistance to quantify the density in coarse woody debris of Norway spruce. *European Journal of Forest Research*, 128(5):467–473.
- KELLER, E. A. et SWANSON, F. J. (1979). Effects of large organic material on channel form and fluvial processes. *Earth Surface Processes*, 4(4):361–380.
- KELLEY, S. S., RIALS, T. G., SNELL, R., GROOM, L. H. et SLUITER, A. (2004). Use of near infrared spectroscopy to measure the chemical and mechanical properties of solid wood. *Wood Science and Technology*, 38(4):257–276.
- KIENHOLZ, H. et MANI, P. (1994). Assessment of geomorphic hazards and priorities for forest management on the Rigi North face, Switzerland. *Mountain research and development*, 14(4):321–328.
- KIRKBY, M. et STATHAM, I. (1975). Surface stone movement and scree formation. *Journal of Geology*, 83:349–362.
- KOTHIYAL, V. et RATURI, A. (2011). Estimating mechanical properties and specific gravity for five-year-old Eucalyptus tereticornis having broad moisture content range by NIR spectroscopy. *Holzforschung*, 65(5):757–762.
- KRANKINA, O. N. et HARMON, M. E. (1995). Dynamics of the dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forests. *Water, Air, and Soil Pollution*, 82(1-2):227–238.
- KRANKINA, O. N., HARMON, M. E. et GRIAZKIN, A. V. (1999). Nutrient stores and dynamics of woody detritus in a boreal forest : Modeling potential implications at the stand level. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(1):20–32.

- KRÄUCHI, N., BRANG, P. et SCHÖNENBERGER, W. (2000). Forests of mountainous regions : Gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management*, 132(1):73–82.
- KUEPPERS, L., SOUTHON, J., BAER, P. et HARTE, J. (2004). Dead wood biomass and turnover time, measured by radiocarbon, along a subalpine elevation gradient. *Oecologia*, 141(4):641–651. cited By (since 1996) 41.
- KUPFERSCHMID ALBISETTI, A. D., BRANG, P., SCHÖNENBERGER, W. et BUGMANN, H. (2003). Decay of *Picea abies* snag stands on steep mountain slopes. *Forestry Chronicle*, 79(2):247–252.
- LACOSTE, A. et SALANON, R. (2001). *Elements de biogéographie et d'écologie*. Nathan.
- LADIER, J., REY, F. et DREYFUS, P. (2011). *Guide des Sylvicultures de Montagne pour les Alpes du Sud françaises*. ONF-Irstea-INRA, Paris.
- LAIHO, R. et PRESCOTT, C. E. (2004). Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests : A synthesis. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(4):763–777.
- LANDON, N., PIÉGAY, H. et BRAVARD, J. (1998). The drôme river incision (france) : from assessment to management. *Landscape and Urban Planning*, 43:119–131.
- LE HIR, C. (2005). *Forêt et chute de blocs : Méthodologie de modélisation spatialisée du rôle de protection*. Thèse de doctorat, Université Laval de Marne la Vallée, Science de l'Information Géographique.
- LIÉBAULT, F., CASSEL, M., JANTZI, H., TACON, S. et TALASKA, N. (2010). Régime sédimentaire et morphologie des rivières en tresses alpines et méditerranéennes. Rapport technique.
- LIÉBAULT, F., GOMEZ, B., PAGE, M., MARDEN, M., PEACOCK, D., RICHARD, D. et TROTTER, C. M. (2005). Land-use change, sediment production and channel response in upland regions. *River Research and Applications*, 21(7):739–756.
- LIÉBAULT, F. et PIÉGAY, H. (2002). Causes of 20th century channel narrowing in mountain and piedmont rivers of Southeastern France. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27(4):425–444.
- LOMBARDI, F., CHERUBINI, P., LASSERRE, B., TOGNETTI, R. et MARCHETTI, M. (2008). Tree rings used to assess time since death of deadwood of different decay classes in beech

- and Silver fir forests in the central Apennines (Molise, Italy). *Canadian Journal of Forest Research*, 38(4):821–833.
- LUDOVICI, K. H., ZARNOCH, S. J. et RICHTER, D. D. (2002). Modeling in-situ pine root decomposition using data from a 60-year chronosequence. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(9):1675–1684.
- LUNDSTRÖM, T. (2010). *Mechanical stability and growth performance of trees*. Thèse de doctorat, Université de Fribourg.
- LUNDSTRÖM, T., JONSSON, M. J., VOLKWEIN, A. et STOFFEL, M. (2009). Reactions and energy absorption of trees subject to rockfall : a detailed assessment using a new experimental method. *Tree Physiology*, 29(3):345–359.
- LYFORD, W. H. et MACLEAN, D. (1966). Mound and pit microrelief in relation to soil disturbance and tree distribution in New Brunswick, Canada. *Harvard Forest*, 15:18.
- MACKENSEN, J. et BAUHUS, J. (2003). Density loss and respiration rates in coarse woody debris of *Pinus radiata*, *Eucalyptus regnans* and *Eucalyptus maculata*. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(1):177–186.
- MACKENSEN, J., BAUHUS, J. et WEBBER, E. (2003). Decomposition rates of coarse woody debris - a review with particular emphasis on australian tree species. *Australian Journal of Botany*, 51(1):27–37.
- MÄKINEN, H., HYNYNEN, J., SIITONEN, J. et SIEVÄNEN, R. (2006). Predicting the decomposition of Scots pine, Norway spruce, and Birch stems in Finland. *Ecological Applications*, 16(5):1865–1879.
- MÄKIPÄÄ, R. et LINKOSALO, P. (2011). A non-destructive field method for measuring wood density of decaying logs. *Silva Fennica*, 45(5):1135–1142.
- MARSTON, R. A. (2010). Geomorphology and vegetation on hillslopes : Interactions, dependencies, and feedback loops. *Geomorphology*, 116:206–217.
- MASER, C., ANDERSON, R., CROMACK, K., J., WILLIAMS, J. et MARTIN, R. (1979). Dead and down woody material. in : Thomas, J.W., tech. ed. *Wildlife habitats in managed forests : the Blue Mountains of Oregon and Washington*. Agric. Handbk. 553. Washington, DC : U.S. Department of Agriculture, pages 78–95.
- MASER, C. et TRAPPE, J. M. (1984). The seen and unseen world of the fallen tree. *USDA Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station*, page 164.

- MASSEPORT, J. (1960). *Le Diois, les Baronnies et leur avant-pays rhodanien. Etude morphologique*. Thèse de doctorat, Université de Grenoble, 478 p.
- MATSUOKA, N. et SAKAI, H. (1999). Rockfall activity from an alpine cliff during thawing periods. *Geomorphology*, 28(3):309–328.
- MATTSON, K. G., SWANK, W. T. et WAIDE, J. B. (1987). Decomposition of woody debris in a regenerating, clear-cut forest in the Southern Appalachians. *Canadian Journal of Forest Research*, 17(7):712–721.
- MCCARROLL, D., SHAKESBY, R. et MATTHEWS, J. (1998). Spatial and temporal patterns of late Holocene rockfall activity on a Norwegian talus slope : a lichenometric and simulation-modeling approach. *Arctic and Alpine Research*, 30(1):51–60.
- MCCULLOUGH, H. A. (1948). Plant succession on fallen logs in a virgin spruce-fir forest. *Ecology*, 29:120–148.
- McFEE, W. W. et STONE, E. L. (1966). The persistance of decaying wood in humus layers of northern forests. *Soil Science Society of America Proceedings*, 30:513–516.
- MELIN, Y., PETERSSON, H. et NORDFJELL, T. (2009). Decomposition of stump and root systems of Norway spruce in Sweden-A modelling approach. *Forest Ecology and Management*, 257(5):1445–1451.
- MILLER, E. L., BEASLEY, R. S. et LAWSON, E. R. (1988). Forest harvest and site preparation effects on erosion and sedimentation in the Ouachita Mountains. *Journal of Environmental Quality*, 17(2):219–225.
- MINDERMAN, G. (1968). Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forests. *Journal of Ecology*, 56:355–362.
- MONNET, J. M. (2011). *Caractérisation des forêts de montagne par scanner laser aéroporté : estimation de paramètres de peuplement par régression SVM et apprentissage non supervisé pour la détection de sommets*. Thèse de doctorat, Université de Grenoble, spécialité Signal, Image, Parole et Télécom.
- MORA, C., SCHIMLECK, L. et ISIK, F. (2008). Near infrared calibration models for the estimation of wooddensity in *Pinus taeda* using repeated sample measurements. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 16(1):517–528.

- MOURER, M. (1999). Forêts et phénomènes naturels : les peuplements de bas versants face aux chutes de blocs en vallée de la Pique (31). Mémoire de D.E.A., FIF-ENGREF- ONF-RTM.
- MULLER-USING, S. et BARTSCH, N. (2009). Decay dynamic of coarse and fine woody debris of a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Central Germany. *European Journal of Forest Research*, 128(3):287–296.
- NAESSET, E. (1999a). Decomposition rate constants of *Picea abies* logs in southeastern Norway. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(3):372–381.
- NAESSET, E. (1999b). Relationship between relative wood density of *Picea abies* logs and simple classification systems of decayed coarse woody debris. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 14(5):454–461.
- NAKAMURA, F. et SWANSON, F. J. (1993). Effects of coarse woody debris on morphology and sediment storage of a mountain stream system in western Oregon. *Earth Surface Processes and Landforms*, 18(1):43–61.
- NAYLOR, L. A., VILES, H. A. et CARTER, N. E. A. (2002). Biogeomorphology revisited : Looking towards the future. *Geomorphology*, 47(1):3–14.
- NIKLASSON, M. (2002). A comparison of three age determination methods for suppressed Norway spruce : Implications for age structure analysis. *Forest Ecology and Management*, 161:279–288.
- OLAJUYIGBE, S. O., TOBIN, B., GARDINER, P. et NIEUWENHUIS, M. (2011). Stocks and decay dynamics of above- and belowground coarse woody debris in managed Sitka spruce forests in Ireland. *Forest Ecology and Management*, 262(6):1109–1118.
- OLESEN, P. O. (1971). The water displacement method. A fast and accurate method of determining the green volume of wood samples. *Forest tree Improvement*, 3:1–123.
- O’LOUGHLIN, C. et ZIEMER, R. R. (1982). The importance of root strength and deterioration rates upon edaphic stability in steep-land forests. In *Proceedings of I.U.F.R.O. Workshop P.1.07-00 Ecology of Subalpine Ecosystems as a Key to Management*, pages 70–78, Corvallis, Oregon.
- OLSON, J. (1963). Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecology Letters*, 44(2):322–331.

- PAILLET, Y. (2012). Le bois mort en forêt. *L'IF, Institut National de l'information Géographique et Forestière*, pages 1–8.
- PARMINTER, J. (2002). Coarse Woody Debris decomposition - principles, rates and models. Rapport technique.
- PECH, P., REGNAULD, H., SIMON, L. et TABEAUD, M. (1998). *Lexique de Géographie Physique*. Armand Colin.
- PENG, C. (2000). Understanding the role of forest simulation models in sustainable forest management. *Environmental Impact Assessment Review*, 20(4):481–501.
- PFEIFFER, T. et BOWEN, T. (1989). Computer simulation of rockfalls. *Bulletin of the Association of Engineering Geologists*, 26(1):135–146.
- PIÉGAY, H., LE LAY, Y. F. et MOULIN, B. (2005). Les risques liés aux embâcles de bois dans les cours d'eau : état des connaissances et principes de gestion. *In Bois mort et à cavités. Une clé pour des forêts vivantes*, pages 193–202. Paris, Lavoisier et Editions Tec & Doc.
- PLOCHMANN, R. (1985). Der Bergwald in Bayern als Problemfeld der Forstpolitik (Mountain forests in Bavaria as a challenge for forest policy). *Allg. Forst-Jagdztg*, 156 ::138–42.
- POIVERT, M. (2004). *Restaurer la montagne, photographies des Eaux et Forêts du XIXe siècle*. Somogy. Paris.
- PORTER, S. et OROMBELLI, G. (1980). Catastrophic rockfall of September 12, 1717 on the Italian flank of the Mont Blanc Massif. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 24:200–218.
- POULIOT, J. (1999). *Définition d'un cadre géosémantique pour le couplage des modèle prévisionnels de comportement et des SIG-Application pour les écosystèmes forestiers*. Thèse de doctorat, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne ; département de génie rural.
- PRESTON, N. J. et CROZIER, M. J. (1999). Resistance to shallow landslide failure through root-derived cohesion in east coast hill country soils, North Island, New Zealand. *Earth Surface Processes and Landforms*, 24(8):665–675.
- PRETI, F. (2012). Forest protection and protection forest : tree root degradation over hydrological shallow landslides triggering. *Ecological Engineering*, page in press.
- PROVIALP (2008). *Protection de la viabilité Alpine*. Coll. Arpa Piedmonte, Final Report.

- PUTALLAZ, J. (2010). Protection à long terme contre les avalanches sur les surface de chablis. Etude sur l'efficacité mécanique des arbres au sol. Mémoire de D.E.A., Swiss Federal Institute of Technology, Zurich.
- QUÉTEL, C. (2005). *Approche multi-échelle du comportement mécanique d'un arbre soumis à l'impact d'un bloc rocheux*. Thèse de doctorat, Ecole Centrale de Lyon.
- RAMMER, W., BRAUNER, M., L.K.A., D., BERGER, F. et LEXER, M. (2010). Evaluation of a 3-D rockfall module within a forest patch model. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 10:699–711.
- REINHOLD, S., MEDICUS, G., FELLIN, W. et ZANGERL, C. (2009). The influence of deforestation on slope (In-) stability. *Austrian Journal of Earth Sciences*, 102(2):90–99.
- RENAUD, J., CHAUVIN, C., MERMIN, E., LECLERC, D. et FAY, J. (1994). *Les forêts résineuses à fonction de protection dans les Alpes du nord françaises*. Cemagref Grenoble.
- REY, F. et BERGER, F. (2006). Management of Austrian black pine on marly lands for sustainable protection against erosion (Southern Alps, France). *New Forests*, 31:535–543.
- REY, F., BERGER, F., QUETEL, C. et LE HIR, C. (2003). Le rôle de protection passive de la végétation forestière vis-à-vis de l'érosion et des chutes de pierres. *Ingénieries - E A T*, pages 165–178.
- RICE, R. M. (1977). Forest management to minimize landslide risk. In MANAGEMENT, I. G. f. W., éditeur : *FAO Conservation Guide*, pages 271–287. Rome, Italy.
- RICHARDS, S. et JOHNSON, E. (2007). Using decomposition rates to infer how far back tree populations can be reconstructed. *Ecology*, 88:1582–1586.
- RICKLI, C. et GRAF, F. (2009). Effects of forests on shallow landslides - Case studies in Switzerland. *Forest Snow and Landscape Research*, 82(1):33–44.
- RICKLI, C., ZIMMERLI, P. et BÖLL, A. (2001). Effects of vegetation on shallow landslides : an analysis of the events of August 1997 in Sachseln, Switzerland. In : Kühme, M. and Einstein, H.H. and Krauter, E. and Klapperich, H. and Pöttler, R. (eds) *International conference on landslides – causes, impacts, and countermeasures, Davos, Switzerland*, page 575–585.
- RIOU-NIVER, P. (1996). *Les résineux, Tome 1 : connaissance et reconnaissance*. Institut pour le Développement Forestier.

- ROCHET, L. (1987). Application des modèles numériques de propagation à l'étude des éboulements rocheux. *Bult. Liaison labo P. et Ch.*, pages 84–95.
- ROEKPKE, A. et KRAUSE, R. (2013). High montane subalpine soils in the Montafon Valley (Austria, northern Alps) and their link to land-use, fire and settlement history. *Quaternary International*, pages 1–12.
- ROERING, J. J., SCHMIDT, K. M., STOCK, J. D., DIETRICH, W. E. et MONTGOMERY, D. R. (2003). Shallow landsliding, root reinforcement, and the spatial distribution of trees in the Oregon Coast Range. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(2):237–253.
- SCHNEUWLY, D. (2009). *Tree rings and rockfall - Anatomic tree reactions and spatio-temporal rockfall analysis*. Thèse de doctorat, Université de Fribourg.
- SCHÖNENBERGER, W. (2001). Cluster afforestation for creating diverse mountain forest structures - a review. *Forest Ecology and Management*, 145(1-2):121–128.
- SCHÖNENBERGER, W., NOACK, A. et THEE, P. (2005). Effect of timber removal from windthrow slopes on the risk of snow avalanches and rockfall. *Forest Ecology and Management*, 213(1-3):197–208.
- SCHWARZ, M., PRETI, F., GIADROSSICH, F., LEHMANN, P. et OR, D. (2010). Quantifying the role of vegetation in slope stability : A case study in Tuscany (Italy). *Ecological Engineering*, 36(3):285–291.
- SELL, J. (1987). *Eigenschaften und Kenngrößen von Holzarten*. Baufachverlag. AG, Zürich.
- SHORHOVA, E., KAPITSA, E. et VANHA-MAJAMAA, I. (2008). Decomposition of stumps in a chronosequence after clear-felling vs. clear-felling with prescribed burning in a southern boreal forest in Finland. *Forest Ecology and Management*, 255(10):3606–3612.
- SIDLE, R. C. (1992). A theoretical model of the effects of timber harvesting on slope stability. *Water Resources Research*, 28:1897–1910.
- SIDLE, R. C. et WU, W. (1999). Simulating effects of timber harvesting on the temporal and spatial distribution of shallow landslides. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 43(2):185–201.
- SIMON, L., CLÉMENT, C. et PECH, P. (2007). Forestry issues and disputes in provincial region during the 19th century : the example of the lure mountains (france). *Journal of historical geography*, 33:335–351.

- SÖDERSTRÖM, L. (1988). Sequence of bryophytes and lichens in relation to substrate variables of decaying coniferous wood in Northern Sweden. *Nord. J. Bot.*, 8:89–97.
- SOETHE, N., LEHMANN, J. et ENGELS, C. (2006). Root morphology and anchorage of six native tree species from a tropical montane forest and an elfin forest in Ecuador. *Plant and Soil*, 279(1-2):173–185.
- SONNIER, J. (1991). Analyse du rôle de protection des forêts domaniales de montagne. *Revue Forestière Française*, XLIII(2):131–145.
- SPRAGUE, J., TALBERT, J., JETT, J. et BRYANT, R. (1983). Utility of the Pilodyn in selection for mature Wood specific gravity in loblolly pine. *Forest Science*, 29(4):696–701.
- STALLINS, J. A. (2006). Geomorphology and ecology : Unifying themes for complex systems in biogeomorphology. *Geomorphology*, 77(3-4):207–216.
- STATHAM, I. et FRANCIS, S. (1986). Influence of scree accumulation and weathering on the development of steep mountain slopes. In : Hillslope processes. *A.D. Abrahams (Ed.), Allen and Unwin Inc., Winchester*, pages 245–267.
- STINE, M. B. et BUTLER, D. R. (2011). A content analysis of biogeomorphology within geomorphology textbooks. *Geomorphology*, 125(2):336–342.
- STIRLING, R., TRUNG, T., BREUIL, C. et BICHO, P. (2007). Predicting wood decay and density using NIR spectroscopy. *Wood and Fiber Science*, 39(3):414–423.
- STOFFEL, M. (2005). *Spatio-temporal analysis of rockfall activity into forests – results from tree-ring and tree analyses*. Thèse de doctorat, Université de Fribourg.
- STOFFEL, M., WEHRLI, A., KÛHNE, R., DORREN, L. K. A., PERRET, S. et KIENHOLZ, H. (2006). Assessing the protective effect of mountain forests against rockfall using a 3D simulation model. *Forest Ecology and Management*, 225(1-3):113–122.
- STOKES, A., SALIN, F., KOKUTSE, A. D., BERTHIER, S., JEANNIN, H., MOCHAN, S., DORREN, L., KOKUTSE, N., ABD.GHANI, M. et FOURCAUD, T. (2005). Mechanical resistance of different tree species to rockfall in the French Alps. *Plant and Soil*, 278(1-2):107–117.
- STONE, J. N., MACKINNON, A., PARMINTER, J. V. et LERTZMAN, K. P. (1998). Coarse woody debris decomposition documented over 65 years on southern Vancouver Island. *Canadian Journal of Forest Research*, 28(5):788–793.

- STORAUNET, K. et ROLSTAD, J. . (2002). Time since death and fall of norway spruce logs in old-growth and selectively cut boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 32:1801–1812.
- SURELL, A. (1841). *Etude sur les torrents des Alpes*. Paris.
- SWANSON, F. J. et VEIRS JR, S. D. (1982). Management of watershed rehabilitation - reflections from Mount St. Helens and Redwood Creek. (USA). *Proc. symposium on watershed rehabilitation in Redwood National Park and other Pacific coastal areas, Arcata, August 1981*, pages 11–16.
- SWANSTON, D. N. et SWANSON, F. J. (1976). Timber harvesting, mass erosion and steep-land forest geomorphology in the Pacific Northwest. *Geomorphology and engineering. proc. 7th Binghamton symposium in geomorphology, 1976*, pages 199–221.
- TEICH, M. et BEBI, P. (2009). Evaluating the benefit of avalanche protection forest with GIS-based risk analyses-A case study in Switzerland. *Forest Ecology and Management*, 257(9):1910–1919.
- THORAL, M. (2005). Les limites de la centralisation administrative face à la lutte contre les inondations en Isère de 1800 à la fin des années 1830. *Revue de Géographie Alpine*, 93(3):109 – 118.
- THORN, C. (1979). Bedrock freeze-thaw weathering regime in an alpine environment, Colorado Front Range. *Earth Surface Processes*, 4:211–228.
- THUMM, A. et MEDER, R. (2001). Stiffness prediction of *Radiata pine* clearwood test pieces using near infrared spectroscopy. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 9(2):117–122.
- TOBIN, B., BLACK, K., MCGURDY, L. et NIEUWENHUIS, M. (2007). Estimates of decay rates of components of coarse woody debris in thinned Sitka spruce forests. *Forestry*, 80(4):455–469.
- TRADAC (1996). *Timber Research And Development Advisory Council of Queensland*. Newstead, Qld. : Timber Research and Development Advisory Council of Queensland.
- UKRAINETZ, N. K. et O’NEILL, G. A. (2010). An analysis of sensitivities contributing measurement error to Resistograph values. *Canadian Journal of Forest Research*, 40(4): 806–811.

- UNER, B., OYAR, O., VAR, A. et ALTINTA, O. (2009). Effect of thinning on density of *Pinus nigra* tree using X-ray computed tomography. *Journal of Environment and Biology*, 30(3):359–62.
- VALLAURI, D. (1999). Quel avenir pour les peuplements RTM de pin noir d'Autriche sur substrat marneux dans les Alpes du sud ? *Revue Forestière Française*, 5:612–626.
- VALLAURI, D., ANDRÉ, J. et BLONDEL, J. (2002). Le bois mort, un attribut vital de la biodiversité de la forêt naturelle, une lacune des forêts gérées. Rapport technique, Rapport scientifique, WWF, 34p.
- VARNES, D. J. (1978). *Slope movement and types and processes*. In : *Landslides, analysis and control*. Transportation Research Board, National Academy of Sciences, Washington, D.C., Special report.
- VIDRIH, R., RIBICIC, M. et SUHADOLC, P. (2001). Seismogeological effects on rocks during the 12 April 1998 upper Soča Territory earthquake (NW Slovenia). *Tectonophysics*, 330(3): 153–175.
- VILES, H. (1988). *Biogeomorphology*. School of Geography, Univ. of Oxford, Mansfield, Rd., Oxford, UK.
- VILES, H. A., NAYLOR, L. A., CARTER, N. E. A. et CHAPUT, D. (2008). Biogeomorphological disturbance regimes : Progress in linking ecological and geomorphological systems. *Earth Surface Processes and Landforms*, 33(9):1419–1435.
- VOLKWEIN, A., SCHELLENBERG, K., LABIOUSE, V., AGLIARDI, F., BERGER, F., BOURRIER, F., DORREN, L. K. A., GERBER, W. et JABOYEDOFF, M. (2011). Rockfall characterisation and structural protection - A review. *Natural Hazards and Earth System Science*, 11(9): 2617–2651.
- WALMSLEY, J. D. et GODBOLD, D. L. (2010). Stump harvesting for bioenergy - A review of the environmental impacts. *Forestry*, 83(1):17–38.
- WEHRLI, A., DORREN, L. K. A., BERGER, F., ZINGG, A., SCHÖNENBERGER, W. et BRANG, P. (2006). Modelling long-term effects of forest dynamics on the protective effect against rockfall. *Forest Snow and Landscape Research*, 80(1):57–76.
- WIECZOREK, G. et HARP, E. (2000). Rock-fall hazard assessment of the Aspen forest trail, Navajo National Monument, Arizona. Rapport technique, Open-file Report 00-305, U.S. Geological Survey.

- WIECZOREK, G., NISHENKOD, S. et VARNES, D. (1995). Analysis of rockfalls in the Yosemite Valley, California. pages 85–89.
- WU, T. H. (2003). Assessment of landslide hazard under combined loading. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(4):821–829.
- WU, T. H., MCKINNELL, W. et SWANSTON, D. (1979). Strength of tree roots and landslides on Prince of Wales Island, Alaska. *Canadian Geotechnical Journal*, 16:19–33.
- YATSKOV, M., HARMON, M. E. et KRANKINA, O. N. (2003). A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. *Canadian Journal of Forest Research*, 33(7): 1211–1226.
- YAVITT, J. B. et FAHEY, T. J. (1982). Loss of mass and nutrient changes of decaying woody roots in lodgepole pine forests, southeastern Wyoming. *Canadian Journal of Forest Research*, 12(4):745–752.
- ZELL, J., KÄNDLER, G. et HANEWINKEL, M. (2009). Predicting constant decay rates of coarse woody debris-A meta-analysis approach with a mixed model. *Ecological Modelling*, 220:904–912.
- ZHANG, Y. Z., LI, Y. X., ZHANG, H. F., ZHANG, H. J. et LI, P. (2011). Modeling Wood Density of Larch by Near-Infrared Spectrometry and Support Vector Machine. *Applied Mechanics and Materials*, 55(1):433–438.
- ZHOU, L., DAI, L., GU, H. et ZHONG, L. (2007). Review on the decomposition and influence factors of coarse woody debris in forest ecosystem. *Journal of Forestry Research*, 18(1):48–54.
- ZIELONKA, T. (2006). When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement ? *Journal of Vegetation Science*, 17(6):739–746.
- ZIEMER, R. R. (1981a). Erosion and Sediment Transport in Pacific Rim Steeplands. *I.A.H.S I, Christchurch*, 132:343–361.
- ZIEMER, R. R. (1981b). Roots and stability of forested slopes. *In International Association of Hydrological Sciences, Publication 132, London, UK*, volume 132, pages 343–361.
- ZIEMER, R. R. et SWANSTON, D. N. (1977). Root strength changes after logging in southeast Alaska. Rapport technique, Forest Service.

ZINGGELER, A. and Krummenacher, B. et KIENHOLZ, H. (1990). Steinschlagsimulation in Gebirgswäldern :Modellierung der relevanten Teilprozesse. Mémoire de D.E.A., University of Bern, unpublished repor.

Table des figures

1	L'implication du bois mort et des rémanents dans les processus Biogéomorphologiques	7
2	Représentation schématique de la dynamique des aléas naturels en montagne	12
3	Photos de chutes de blocs survenues en France durant cette thèse	14
4	Régénération naturelle sur une souche d'épicéa <i>P. Abies</i>	17
5	La sylvigénèse dans les peuplement forestiers de montagne	19
6	Les forêt de montagne en France par classe d'altitude	22
7	Le cycle de l'azote	24
8	Reboisement du Mont Ventoux, Vaucluse, France	29
9	Evolution de la gestion des risques naturels en montagne sur la base des principaux fondements RTM	34
10	Exemple de cartes de zones de propagation de blocs rocheux	38
11	Travaux de protection réalisés à Schrüns, Autriche	40
12	Représentation schématique de la structure du bois	43
13	Contraintes mécaniques du bois	44
14	Stratégie d'utilisation des rémanents menée pour la protection d'un site assujetti aux chutes de pierres	46
15	Paysage du Mont St Helen et ses 50 000 ha de forêt dévastée par l'éruption en 1980, État de Washington, USA	55
16	Courbes représentant la perte de résistance à la traction des racines d'arbres de diverses essences de conifères et de feuillus depuis la date d'abattage . . .	56
17	Stabilisation des sols au bout de 7 ans après une coupe rase	56
18	Classes de décomposition établies pour le <i>Pseudotsuga</i> depuis la mort et la chute de l'arbre	63
19	Exemple de séries chronologiques de références	65
20	Les trois principaux modèles de décomposition issus de la littérature	67

21	Représentation graphique de l'hypothèse 1	69
22	Représentation graphique de l'hypothèse 2	70
23	Représentation graphique de l'hypothèse 3	71
24	Représentation graphique de l'hypothèse 4	72
25	Schéma expérimental général	79
26	Localisation des sites d'études dans l'Arc alpin	82
27	Localisation de la forêt de Saint Genis au nord de Die, Drôme, France	83
28	Extraction de souches à la pelle mécanique, Forêt de Saint Genis, France . .	84
29	Localisation des sites en Autriche	86
30	Peuplement d'épicéa dans la forêt de Seggeswald , Gaschurn, Autriche	88
31	Localisation des sites d'études en Suisse	89
32	Peuplement de hêtre dans la forêt d'Areuse, Suisse	90
33	Prélèvement d'un échantillon de bois par carottage	93
34	Prélèvement des échantillons à la tronçonneuse	94
35	Utilisation du résistographe F-400	96
36	Exemples de courbes obtenues sur le diamètre de deux troncs.	97
37	Utilisation du pénétromètre Pilodyn	98
38	Exemples de spectres IR	100
39	Types de broyage utilisés pour transformer les rondelles de bois en poudres uniformes	101
40	Exemple de poudres de bois obtenues pour le hêtre à partir des deux types de broyages	101
41	Corrélation des spectres bruts et détermination de la bande spectrale utilisée comme indicateur	102
42	Le banc d'essai à l'INSA de Lyon	103
43	Type de prises de vue réalisées avec la caméra rapide sur deux billons	104
44	Exemples de signaux enregistrés par le capteur de force	105
45	Photos représentant l'état de dégradation des rémanents sur les parcelles de St Genis, France	111
46	Évolution de la densité sèche en fonction du temps [<i>P. nigra</i>]	113
47	Estimation de la perte de densité sèche en fonction du temps [<i>P. nigra</i>] . . .	114
48	Corrélations entre les taux de décomposition du bois notés k et les condi- tions climatiques : PAM (Pluies Annuelles Moyennes) et TAM (Températures Annuelles Moyennes)	115

49	Photos représentant l'état de dégradation des souches et des grumes sur les parcelles autrichiennes	116
50	Évolution de la densité sèche en fonction du temps [<i>P. abies</i>]	117
51	Comparaison des taux de décomposition en fonction du temps obtenus avec ceux issus de la littérature [<i>P. abies</i>]	118
52	Corrélations entre les taux de décomposition du bois notés k et les conditions climatiques	119
53	Photos représentant l'état de dégradation des rémanents sur les parcelles suisses	120
54	Évolution de la densité sèche en fonction du temps [<i>F. sylvatica</i>]	121
55	Comparaison des taux de décomposition en fonction du temps obtenus avec ceux des précédents travaux publiés à ce jour [<i>F. sylvatica</i>]	123
56	Évolution de la densité sèche en fonction du temps pour les rémanents étudiés	124
57	Évolution de la densité relative en fonction du temps [<i>P. nigra</i>]	125
58	Évolution de la résistance à la pénétration en fonction du temps [<i>P. nigra</i>] .	126
59	Évolution de la dégradation chimique en fonction du temps [<i>P. nigra</i>]	127
60	Évolution de la résistance mécanique en fonction du temps mesurée à partir de l'intégrale de la force (a) et du delta d'énergie cinétique (b) [<i>P. nigra</i>] . .	128
61	Évolution de la densité relative en fonction du temps [<i>P. abies</i>]	130
62	Évolution de la résistance à la pénétration en fonction du temps [<i>P. abies</i>] .	131
63	Évolution de la dégradation chimique en fonction du temps [<i>P. abies</i>]	132
64	Évolution de la densité relative en fonction du temps [<i>F. sylvatica</i>]	133
65	Évolution de la résistance à la pénétration en fonction du temps [<i>F. sylvatica</i>] .	134
66	Évolution de la dégradation chimique en fonction du temps [<i>F. sylvatica</i>] . .	135
67	Résultats des corrélations entre la densité relative et la densité sèche [<i>P. nigra</i>] .	140
68	Résultats des corrélations entre la densité relative et la densité sèche [<i>P. abies</i>] .	140
69	Résultats des corrélations entre la densité relative et la densité sèche [<i>F. sylvatica</i>] .	141
70	Résultats des corrélations entre la résistance à la pénétration et la densité sèche [<i>P. nigra</i>]	141
71	Résultats des corrélations entre la résistance à la pénétration et la densité sèche [<i>P. abies</i>]	142
72	Résultats des corrélations entre la résistance à la pénétration et la densité sèche [<i>F. sylvatica</i>]	142
73	Résultats des corrélations entre la dégradation des composants chimiques et la densité sèche [<i>P. nigra</i>]	143
74	Résultats des corrélations entre la dégradation des composants chimiques et la densité sèche [<i>P. abies</i>]	143

75	Résultats des corrélations entre la dégradation des composants chimiques et la densité sèche [<i>F. sylvatica</i>]	144
76	Résultats des corrélations entre la résistance mécanique et les autres indicateurs pour le pin noir d'Autriche [<i>P. nigra</i>]	145
77	Énergie maximale (KJ) que peut dissiper un sapin en fonction de son diamètre à hauteur de poitrine DHP (cm)	146
78	Quantité de mouvement (kg.m.s ⁻¹) que peut dissiper un sapin en fonction de son diamètre à hauteur de poitrine DHP (cm)	147
79	Relation entre la quantité maximale d'énergie qui peut être dissipée par un <i>F. sylvatica</i> en fonction de son diamètre	148
80	Évolution de la quantité de mouvement dissipée depuis la date de coupe [<i>P. nigra</i>]	150
81	Représentation en pourcentage de la dissipation de la quantité de mouvement en fonction du temps	150
82	Évolution de la perte de la quantité de mouvement en fonction du temps et de 5 diamètres de grumes de <i>P. nigra</i> et du temps	151
83	Résultats des corrélations entre la résistance mécanique et les indicateurs de dégradation [<i>P. nigra</i>]	151
84	Corrélations entre les modèles de densité sèche retenus pour le <i>P. nigra</i> et les autres essences	152
85	Corrélations entre les modèles de densité relative retenus pour le <i>P. nigra</i> et les autres essences	152
86	Corrélations entre les modèles de résistance à la pénétration retenus pour le <i>P. nigra</i> et les autres essences	153
87	Corrélations entre les modèles de dégradation chimique retenus pour le <i>P. nigra</i> et les autres essences	153
88	Quantité de mouvement dissipée en fonction du temps, estimé à partir de l'indicateur de densité sèche pour les trois essences étudiées	153
89	Quantité de mouvement dissipée en fonction du temps, estimé à partir de l'indicateur de densité relative pour les trois essences étudiées	154
90	Quantité de mouvement dissipée en fonction du temps, estimé à partir de l'indicateur de résistance à la pénétration pour les trois essences étudiées	154
91	Quantité de mouvement dissipée en fonction du temps, estimé à partir de l'indicateur de dégradation chimique pour les trois essences étudiées	154
92	Exemples d'ouvrages de génie écologique	171
93	Chantier pilote de Valdrôme, département 26, France	174

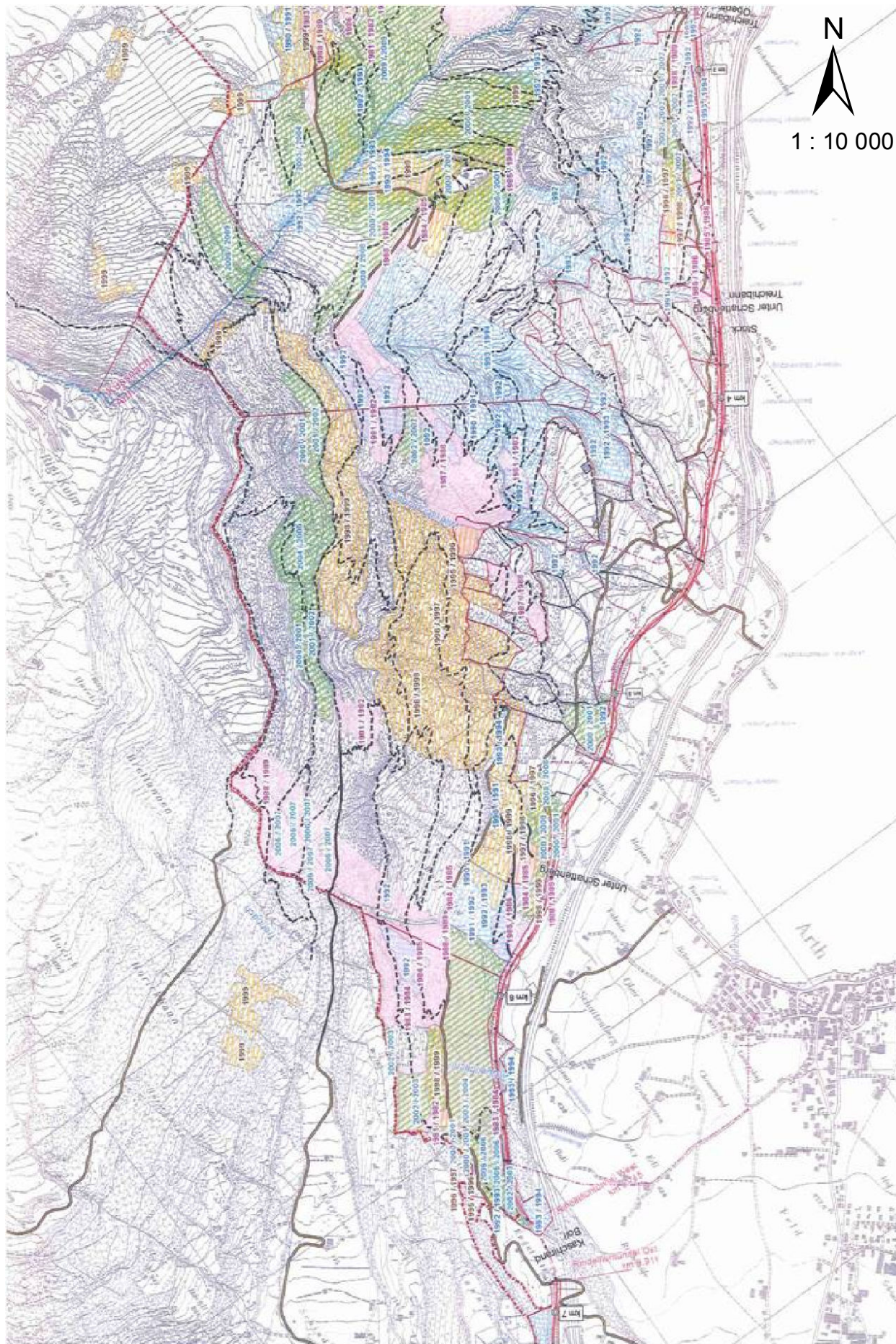
94	Bilan des travaux réalisés dans la forêt de Valdrôme contre les chutes de blocs	175
95	Coûts d'installation de filets pare-pierres en France et en Suisse	175

Liste des tableaux

1	Typologie des aléas rocheux	13
2	Étagement des forêts de montagne	21
3	Effets de la forêt vis-à-vis des chutes de blocs	35
4	Précédentes thèses réalisées depuis 2000 sur le rôle de protection des forêts vis-à-vis des chutes de blocs	39
5	Classification de la dureté du bois	44
6	Effets des rémanents vis-à-vis des chutes de blocs dans l'espace et le temps .	47
7	Nombre de références sur le bois mort et les rémanents dans la littérature scientifique	51
8	Le bois mort dans la gestion forestière française	52
9	Liste non exhaustive des taux de décomposition k (an^{-1}) obtenus à partir du modèle exponentiel	53
10	Caractéristiques géographiques des sites d'études	91
11	Récapitulatif des indicateurs testés par essence et par type de rémanents . .	107
12	Répartition des diamètres et des densités sèches par classe d'âge [<i>P. nigra</i>] .	112
13	Résultats des modèles pour l'évolution de la densité sèche en fonction du temps [<i>P. nigra</i>]	113
14	Classification des taux de décomposition de différentes essences de pin issus de la littérature	114
15	Répartition des diamètres et des densités sèches par classe d'âge [<i>P. abies</i>] .	117
16	Résultats des modèles pour l'évolution de la densité sèche en fonction du temps [<i>P. abies</i>]	117
17	Classification des taux de décomposition issus de la littérature [<i>P. abies</i>] . . .	118
18	Répartition des diamètres et des densités sèches par classe d'âge [<i>F. sylvatica</i>] .	121
19	Résultats des modèles pour l'évolution de la densité sèche [<i>F. sylvatica</i>] . . .	122
20	Classification des taux de décomposition extraits de la littérature [<i>F. sylvatica</i>] .	123

21	Récapitulatif des modèles proposés pour estimer la décomposition du bois en terme de densité sèche en fonction du temps	124
22	Résultats des modèles pour l'évolution de la densité relative en fonction du temps [<i>P. nigra</i>]	126
23	Résultats des modèles pour l'évolution de la résistance à la pénétration en fonction du temps [<i>P. nigra</i>]	127
24	Résultats des modèles pour l'évolution de la dégradation chimique en fonction du temps [<i>P. nigra</i>]	128
25	Résultats des modèles pour l'évolution de la résistance mécanique en fonction du temps [<i>P. nigra</i>]	129
26	Résultats des modèles pour l'évolution de la densité relative en fonction du temps [<i>P. abies</i>]	130
27	Résultats des modèles pour l'évolution de la résistance à la pénétration en fonction du temps [<i>P. abies</i>]	131
28	Résultats des modèles pour l'évolution de la dégradation chimique en fonction du temps [<i>P. abies</i>]	132
29	Résultats des modèles pour l'évolution de la densité relative en fonction du temps [<i>F. sylvatica</i>]	133
30	Résultats des modèles pour l'évolution de la résistance à la pénétration en fonction du temps [<i>F. sylvatica</i>]	134
31	Résultats des modèles pour l'évolution de la dégradation chimique en fonction du temps [<i>F. sylvatica</i>]	135
32	Synthèse des modèles de dégradation les plus pertinents en fonction du temps [<i>P. nigra</i>]	137
33	Synthèse des modèles de dégradation les plus pertinents en fonction du temps [<i>P. abies</i>]	137
34	Synthèse des modèles de dégradation les plus pertinents en fonction du temps [<i>F. sylvatica</i>]	137
35	Récapitulatif des taux de dégradation obtenus et du temps estimé depuis la coupe	138
36	Gradient de résistance mécanique par rapport au sapin	148
37	Gradient de résistance mécanique maximum du <i>P. nigra</i> en fonction du diamètre (cm)	149
38	Récapitulatifs des avantages et inconvénients des méthodes utilisées	164

Annexe 1 : Exemple de carte d'exploitation des coupes en Suisse



Annexe 2 : Exemple de fiche de relevés de terrain

Fiche générale description du site

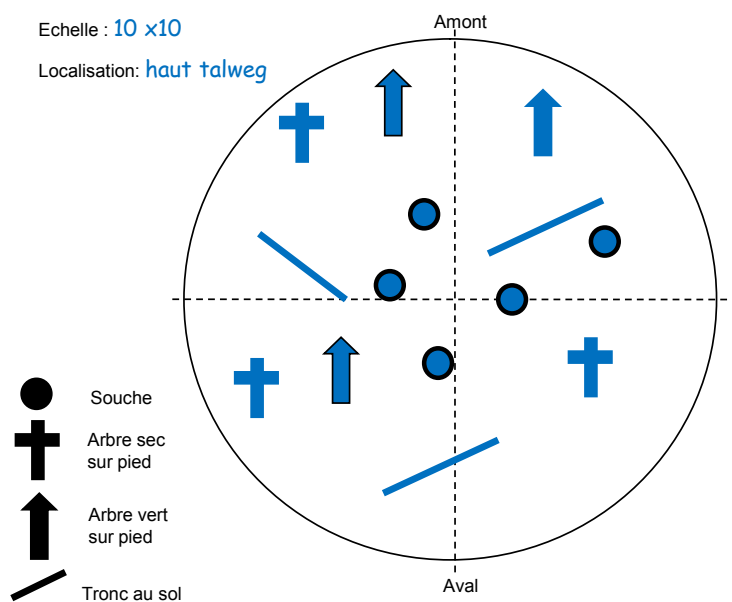
Nom agent	Site	Date	N° placette ou parcelle	Localisation GPS
Bibi	Diois	03/04/2010	69	Non
Type de rémanent	Essence	Contexte forestier	Type de risque	Possibilité expérimentale
Souche	Pin noir	Plantation	érosion	non

Contexte géographique du site

Altitude (m)	Pente (°)	Exposition	Type de sol	Station forestière
750m	30	SE	Marno - calcaire	sèche

Echelle : 10 x10

Localisation: haut talweg



Notes:

Classe de décomposition (DC)

DC	DC1	DC2	DC3	DC4	DC5
Apparence	intacte	presque intacte	moyenne, grosse pièce	faible, petite pièce	quasi nul
Présence écorce	100%	>75%	>50%	>25%	<25%
Contact avec le sol	surélevé par les branches	surélevé mais affaissement	>50%	>75%	100%

Pénétrométrie et résistographe:

Ecorçage nécessaire au préalable

Prélèvements sur rémanents																				
Mesures qualitatives																				
N° rémanents et types (S ou T)	S1		S2		3		4		5		6		7		8		9		10	
N° photos	01		02																	
Date de mort	4		4																	
Apparence [1-5]	1		2																	
Ecorse [1-5]	1		1																	
Contact avec le sol [1-5]	/		/																	
Champignon (oui/non)	N		N																	
Insecte (oui/non)	O		O																	
Impacté (oui/non)	N		N																	
Remarques	Présence de fourmis / racine à l'air																			
Mesures physiques (cm)																				
Hauteur / longueur	20		15																	
Diamètre	17	22	10	12																
Pilodyn	2	1.5	2	1	1	2,3														
Code résistographe	001		002																	
Remarques	Forage jusqu'à coeur																			

Annexe 3 : Résultats des modèles de perte de densité sèche depuis la date de coupe exprimés en pourcentage

	Indicateur de densité sèche							
	<i>P. nigra</i>				<i>P. abies</i>		<i>F. sylvatica</i>	
Temps	Souche	Grume	Racine	Souche	Grume	Souche T12,13	Souche T22	
>50%								
<50%								
0	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	
5	68%	86%	84%	69%	66%	64%	67%	
10	47%	74%	70%	48%	44%	41%	45%	
15	32%	64%	58%	33%	29%	27%	30%	
20	22%	55%	49%	23%	19%	17%	20%	
25	15%	47%	41%	16%	13%	11%	14%	
30	10%	41%	34%	11%	9%	7%	9%	
35	7%	35%	28%	8%	6%	5%	6%	
40	5%	30%	24%	5%	4%	3%	4%	
45	3%	26%	20%	4%	2%	2%	3%	
50	2%	22%	17%	3%	2%	1%	2%	
55	2%	19%	14%	2%	1%	1%	1%	
60	1%	17%	12%	1%	1%	1%	1%	
65	1%	14%	10%	1%	0%	0%	1%	
70	0%	12%	8%	1%	0%	0%	0%	
75	0%	11%	7%	0%	0%	0%	0%	
80	0%	9%	6%	0%	0%	0%	0%	
85	0%	8%	5%	0%	0%	0%	0%	
90	0%	7%	4%	0%	0%	0%	0%	
95	0%	6%	3%	0%	0%	0%	0%	
100	0%	5%	3%	0%	0%	0%	0%	

Annexe 4 : Résultats des modèles de dégradation du bois depuis la date de coupe exprimés en pourcentage

Indicateur de densité relative (résistographe)							
>50%	<i>P. nigra</i>			<i>P. abies</i>		<i>F. sylvatica</i>	
<50%							
Temps	Souche	Grume	Racine	Souche	Grume	Souche T12,13	Souche T22
0	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
5	57%	68%	60%	46%	48%	35%	40%
10	27%	40%	30%	16%	18%	8%	13%
15	11%	21%	13%	5%	6%	2%	4%
20	5%	11%	5%	1%	2%	0%	1%
25	2%	5%	2%	0%	1%	0%	0%
30	1%	2%	1%	0%	0%	0%	0%
35	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%
40	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%
45	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
50	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
55	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
60	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
65	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
70	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
75	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
80	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
85	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
90	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
95	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
100	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

	Indicateur de résistance à la pénétration (pilodyn)					
	P. nigra		P. abies		F. sylvatica	
Temps	Souche	Grume	Souche	Grume	Souche T12,13	Souche T22
0	100%	100%	100%	100%	100%	100%
5	72%	65%	75%	0%	30%	25%
10	44%	29%	51%	0%	5%	1%
15	16%	0%	26%	0%	1%	0%
20	0%	0%	2%	0%	0%	0%
25	0%	0%	0%	0%	0%	0%
30	0%	0%	0%	0%	0%	0%
35	0%	0%	0%	0%	0%	0%
40	0%	0%	0%	0%	0%	0%
45	0%	0%	0%	0%	0%	0%
50	0%	0%	0%	0%	0%	0%
55	0%	0%	0%	0%	0%	0%
60	0%	0%	0%	0%	0%	0%
65	0%	0%	0%	0%	0%	0%
70	0%	0%	0%	0%	0%	0%
75	0%	0%	0%	0%	0%	0%
80	0%	0%	0%	0%	0%	0%
85	0%	0%	0%	0%	0%	0%
90	0%	0%	0%	0%	0%	0%
95	0%	0%	0%	0%	0%	0%
100	0%	0%	0%	0%	0%	0%

	Indicateur chimique WCD (InfraRouge)						
	<i>P. nigra</i>			<i>P. abies</i>		<i>F. sylvatica</i>	
Temps	Souche	Grume	Racine	Souche	Grume	Souche T12,13	Souche T22
0	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
5	93%	81%	96%	93%	96%	81%	87%
10	87%	65%	91%	87%	92%	66%	76%
15	81%	52%	87%	81%	89%	53%	66%
20	76%	42%	84%	76%	85%	43%	57%
25	70%	34%	80%	70%	82%	35%	50%
30	66%	28%	76%	66%	79%	28%	43%
35	61%	22%	73%	61%	76%	23%	38%
40	57%	18%	70%	57%	73%	19%	33%
45	53%	14%	67%	53%	70%	15%	28%
50	50%	12%	64%	50%	67%	12%	25%
55	46%	9%	61%	46%	64%	10%	21%
60	43%	8%	58%	43%	62%	8%	19%
65	40%	6%	56%	40%	59%	7%	16%
70	38%	5%	53%	38%	57%	5%	14%
75	35%	4%	51%	35%	55%	4%	12%
80	33%	3%	49%	33%	53%	3%	11%
85	30%	3%	47%	30%	51%	3%	9%
90	28%	2%	44%	28%	49%	2%	8%
95	26%	2%	43%	26%	47%	2%	7%
100	25%	1%	41%	25%	45%	1%	6%

>50%	Indicateur de résistance mécanique (Intégrale de la force)
<50%	<i>P. nigra</i>
Temps	Grume
0	100%
5	38%
10	15%
15	6%
20	2%
25	1%
30	0%
35	0%
40	0%
45	0%
50	0%
55	0%
60	0%
65	0%
70	0%
75	0%
80	0%
85	0%
90	0%
95	0%
100	0%